

Umweltbundesamt GmbH

Spittelauer Lände 5
1090 Wien/Österreich

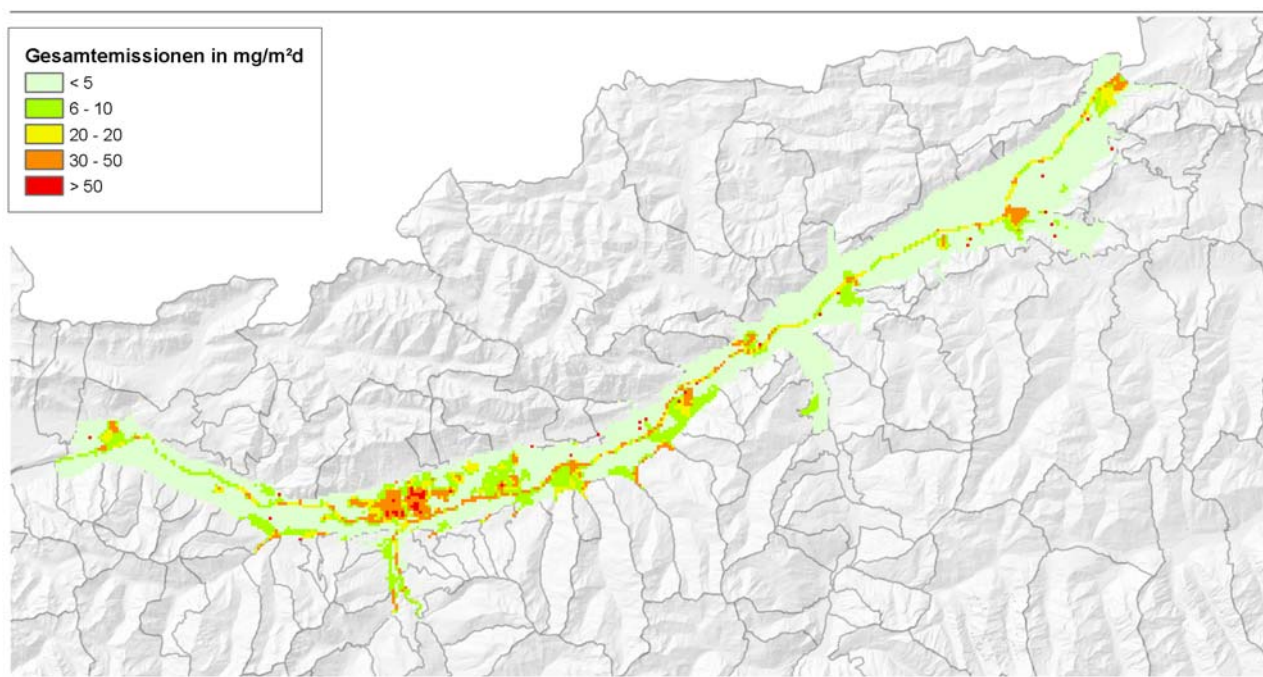
Tel.: +43-(0)1-313 04

Fax: +43-(0)1-313 04/5400

office@umweltbundesamt.at

www.umweltbundesamt.at

**STATUSERHEBUNG BETREFFEND
ÜBERSCHREITUNGEN DER IG-L-
GRENZWERTE FÜR PM10 UND
SCHWEBESTAUB, BLEI UND CADMIUM IM
STAUBNIEDERSCHLAG IM INNTAL, 2002**



Erstellt im Auftrag

des Amtes der

Tiroler Landesregierung

Jänner 2004

Projektleiterin: Ruth Baumann (Abt. f. Lufthygiene)

Projektmitarbeiter:

Lufthygiene: Wolfgang Spangl
Christian Nagl
Roland Sterrer
Marina Fröhlich

Analytik: Gundi Lorbeer
Cristina Trimbacher
Hassan Nainavie (Geologische Bundesanstalt, Wien)

Geografische
Informationssysteme: Kerstin Placer

Umweltmanagement,
Verkehr & Lärm: Roman Ortner
Günther Lichtblau
Agnes Kurzweil

Integrierte Anlagentechnologien:
Sigmund Böhmer
Ute Kutschera
Brigitte Winter

Layout:
Regina Kiss

INHALTSVERZEICHNIS

1	Zusammenfassung	1
1.1	PM10	1
1.2	Blei und Cadmium im Staubniederschlag	6
2	Einleitung	7
2.1	Gesetzliche Grundlage	7
2.2	Grenzwertüberschreitungen in Tirol 2002	7
3	Einführung zum Umweltproblem Schwebestaub	9
3.1	Größenverteilung der Partikel	9
3.2	Quellen	11
3.3	Chemische Zusammensetzung von Partikeln	12
3.4	Senken von Partikeln	15
3.5	Gesundheitliche Auswirkungen von Partikeln	16
3.6	Messmethoden	16
3.7	Rechtliche Regelungen	17
4	Datengrundlage	19
4.1	Untersuchungsgebiet	19
4.1.1	PM10 und Schwebestaub	19
4.1.2	Blei und Cadmium im Staubniederschlag	19
4.2	Beschreibung der Messstellen	21
4.2.1	Innsbruck.....	22
4.2.2	Hall i.T.	24
4.2.3	Vomp – an der Leiten	25
4.2.4	Brixlegg	26
4.2.5	Wörgl.....	28
4.2.6	Weitere PM10-Messstellen	29
4.2.7	Meteorologische Messstellen	30
4.2.8	Angaben zu Probenahme- und Messmethoden.....	30
4.3	Bewertung der Datenlage	31
4.3.1	Luftqualitätsdaten	31
4.3.2	Emissionsdaten	31
4.3.3	Meteorologische Daten	32
4.4	Empfehlungen für weiterführende Untersuchungen	33
4.4.1	Ergänzende PM10-Messungen	33
4.4.2	Emissionsmessungen	33
4.4.3	Modellierung der PM10-Belastung	34
5	Staubemissionen	35
5.1	Österreichische Staubemissionen	35
5.2	Wesentliche Staubquellen im Inntal	36
5.2.1	Verkehr.....	36

5.2.2	Hausbrand	40
5.2.3	Industrie und Gewerbe	42
5.2.4	Brixlegg	45
5.2.5	Off-road-Sektor	45
5.2.6	Summe der PM10 Emissionen im Inntal	47
5.2.7	Aufteilung der Emissionen auf die Gemeinden im Untersuchungsgebiet	50
5.2.8	Resümee	50
6	Die meteorologische Situation	55
6.1	Windverhältnisse	55
6.2	Ausbreitungsbedingungen und Inversionshäufigkeiten	56
6.3	Monatsweiser Überblick über die Witterung	58
7	Immissionssituation	61
7.1	Übersicht und österreichweiter Vergleich	61
7.2	PM10 im Inntal im Jahr 2002	64
7.3	Schadstoffwindrosen	66
7.3.1	PM10	66
7.3.2	Schwefeldioxid in Brixlegg	68
7.3.3	Stickstoffdioxid	69
7.4	Abhängigkeit der Konzentration von der Windgeschwindigkeit	70
7.5	Mittlere Tagesgänge	73
7.6	Wochengänge	77
7.7	Mittlere Tagesgänge im Wochengang	80
7.8	Schadstoffkonzentration und Temperaturgradient	83
7.9	Abhängigkeit der PM10-Konzentration von der Lufttemperatur	86
7.10	Zusammenhang zwischen PM10 und Niederschlag	87
7.11	Zusammenhang zwischen PM10, Straßenzustand und Straßenstreuung	90
7.12	Luftmassenaustausch im Inntal und Schadstofftransport aus dem Alpenvorland	91
7.13	Untersuchung des Unterschieds zwischen Vomp an der Leiten und Raststätte	92
7.14	Abschätzung des lokalen Beitrags in Brixlegg	94
7.15	Abschätzung des lokalen Beitrags in Wörgl	99
7.16	Unterschiede zwischen dem Unterinntal und Gärberbach	101
7.17	Vergleich der meteorologischen Bedingungen mit anderen Jahren	101
8	Diskussion der Belastungsepisoden	103
9	Chemische Zusammensetzung der PM10-Fraktion	105
9.1	Übersicht	105
9.2	Darstellung der einzelnen Tage mit PM10-Analysen, September 2003	108
9.2.1	Meteorologie	108
9.2.2	Immission	109
9.2.3	Chemische Zusammensetzung	110

9.2.4	REM-Analysen.....	114
9.3	Darstellung der einzelnen Tage mit PM10-Analysen, Okt./Nov. 2003	114
9.3.1	Meteorologie.....	114
9.3.2	Immission	115
9.3.3	Chemische Zusammensetzung.....	116
9.4	Darstellung der PM10-Analyse, 24.10.2003.....	120
9.4.1	Meteorologie.....	120
9.4.2	Immission	120
9.4.3	Chemische Zusammensetzung.....	120
9.5	REM-Analysen, November 2002	120
9.5.1	13.11.2002	120
9.5.2	27.11.2002	121
9.6	Resümee	123
9.6.1	Vergleich der Analysenergebnisse von Sept. und Okt./Nov. 2003.....	123
9.6.2	Anthropogene Anteile	124
9.6.3	Geogene Anteile.....	125
10	Faktoren, die zu den Überschreitungen geführt haben – PM10.....	127
10.1	Staub-Ferntransport aus Nordafrika	127
10.2	Schadstofftransport aus dem Alpenvorland	127
10.3	Methode der Quellzuordnung.....	128
10.4	Grundbelastung – verursacht durch alle Emissionen im Inntal	128
10.4.1	Sekundäre anorganische Aerosole.....	129
10.4.2	Beitrag der primären anthropogenen PM10-Emissionen zur Grundbelastung	131
10.4.3	Geogene Anteile.....	131
10.5	Lokale Zusatzbelastung an den einzelnen Messstellen	132
10.5.1	Innsbruck.....	134
10.5.2	Hall i.T.	135
10.5.3	Vomp	135
10.5.4	Brixlegg	135
10.5.5	Wörgl.....	136
10.6	Zusammenfassung.....	136
10.7	Schwerpunktsetzungen bei möglichen Maßnahmen.....	137
10.8	Gesamtschwebstaub.....	138
11	Voraussichtliches Sanierungsgebiet – PM10.....	139
11.1	Von Grenzwertüberschreitungen betroffenes Gebiet.....	139
11.2	Sanierungsgebiet – PM10 Inntal.....	139
12	Blei und Cadmium im Staubbiederschlag, Raum Brixlegg	141
12.1	Darstellung der Belastungssituation	141
12.2	Untersuchung der Herkunft der erhöhten Blei- und Cadmium-Deposition.....	146
12.3	Faktoren, die zu den Überschreitungen geführt haben	150

13	Voraussichtliches Sanierungsgebiet- Blei und Cadmium im Staubniederschlag	151
13.1	Von Grenzwertüberschreitungen betroffenes Gebiet.....	151
13.2	Sanierungsgebiet – Blei und Cadmium im Staubniederschlag, Brixlegg	151
14	Mögliche Maßnahmen – PM10.....	153
14.1	Straßenverkehr	154
14.1.1	Maßnahmen im Rahmen des IG-L.....	154
14.1.2	Maßnahmen außerhalb des IG-L.....	157
14.2	Heizungsanlagen (Hausbrandemissionen).....	162
14.2.1	Maßnahmen im Rahmen des IG-L.....	162
14.2.2	Maßnahmen außerhalb des IG-L.....	162
14.3	Anlagen (Industrie, Gewerbe).....	163
14.3.1	Maßnahmen im Rahmen des IG-L.....	163
14.4	Bauwirtschaft - Maßnahmen außerhalb des IG-L.....	164
14.5	Mineralrohstoffabbau und Schüttgutumschlag – Maßnahmen außerhalb des IG-L	165
14.6	Off-Road-Verkehr	165
14.7	Verwendung bestimmter Stoffe, Zubereitungen und Produkte - Maßnahmen im Rahmen des IG-L.....	166
14.8	Maßnahmen zur Verminderung der NO_x-Emissionen	166
14.9	Maßnahmen zur Verminderung der SO₂-Emissionen	166
14.10	Zusammenfassung der wesentlichen Maßnahmen	166
14.11	Erforderliches Ausmaß der Reduktion der PM10-Belastung	168
15	Maßnahmen Brixlegg	173
16	Informationen gemäß EU-RL 1996/62/EG, Anhang IV, PM10.....	175
17	Literatur.....	179
	Anhang 1: Tagesmittelwerte der PM10-Konzentration in Nordtirol, 2002	183
	Anhang 2: Grenzwerte gemäß RL 1999/30/EG	191
	Anhang 3: Beschreibung der Belastungsepisoden	193
	Anhang 4: Übersicht über die PM10-Daten in Österreich 2002.....	221
	Anhang 5: Monatsmittelwerte der PM10-Konzentration 2002.....	225
	Anhang 6: Bestimmung von Standortfunktionen für die PM10-Messung.....	227
	Anhang 7: Probenvorbereitung und Analysemethoden	231
	Anhang 8: PM10-Emissionen der Gemeinden im Untersuchungsgebiet	233
	Anhang 9: Ergebnisse der rasterelektronenmikroskopischen Untersuchungen von PM10-Proben	237

1 ZUSAMMENFASSUNG

Im Immissionsschutzgesetz Luft (IG-L, BGBl. I 115/97, in der Fassung BGBl. I Nr. 62/2001) sind in Anlage I für verschiedene Luftschadstoffe Grenzwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit festgelegt.

Für PM₁₀ beträgt dieser Grenzwert 50 µg/m³ als Tagesmittelwert, wobei 35 Überschreitungen pro Kalenderjahr zulässig sind, sowie 40 µg/m³ als Jahresmittelwert.

Der Grenzwert für den Tagesmittelwert wurde im Jahr 2002 an den Messstellen Innsbruck Reichenau, Innsbruck Zentrum, Hall i.T., Vomp – an der Leiten, Brixlegg Innweg und Wörgl überschritten.

Der Grenzwert für Blei im Staubbiederschlag beträgt 0,100 mg/(m².Tag), für Cadmium im Staubbiederschlag 0,002 mg/(m².Tag).

Der Grenzwert für Blei im Staubbiederschlag wurde 2002 an den Messstellen Brixlegg Innweg und Brixlegg Bahnhof, der Grenzwert für Cadmium im Staubbiederschlag an der Messstelle Brixlegg Innweg überschritten.

1.1 PM₁₀

Die Anzahl der PM₁₀-Tagesmittelwerte über 50 µg/m³ an den Messstellen mit Grenzwertverletzungen im Untersuchungsgebiet ist in der folgenden Tabelle zusammen gestellt, die neben den sechs Messstellen mit Grenzwertverletzungen (Innsbruck Reichenau, Innsbruck Zentrum, Hall i.T., Vomp a.d.L., Brixlegg und Wörgl) auch Vomp A12 Raststätte und Kufstein umfasst, an denen der PM₁₀-Grenzwert eingehalten wurde (wobei bei Verwendung des für Vomp A12 durch Vergleichsmessungen abgeleiteten Standortfaktors von 1,47 auch an der Messstelle Vomp A12 der Grenzwert überschritten wäre).

Messstelle	Anzahl der Tagesmittelwerte über 50 µg/m ³	max. Tagesmittelwert (µg/m ³)	Jahresmittelwert (µg/m ³)
Brixlegg	41	132	29
Hall i.T.	45	101	29
Innsbruck Reichenau	50	173	31
Innsbruck Zentrum	40	134	29
Kufstein	21	88	24
Vomp – an der Leiten	37	97	29
Vomp A12 Raststätte	29	90	27
Wörgl	42	100	28

Als Untersuchungsgebiet wurde in einem ersten Schritt das Inntal zwischen Kufstein und Telfs – d.h. innerhalb der vier Bezirke Innsbruck Stadt, Innsbruck Land, Schwaz und Kufstein – bis zu einer Höhe von 200 m über Talboden abgegrenzt. Für dieses Untersuchungsgebiet wurden die PM₁₀-Emissionen abgeschätzt.

PM₁₀-Tagesmittelwerte über 50 µg/m³ traten fast ausschließlich im Winterhalbjahr auf. Überschreitungen betreffen den Bereich des Inntals zwischen Innsbruck und Wörgl, wobei in dieser Region sehr wahrscheinlich Gebiete mit und ohne Grenzwertverletzung vorhanden sind – wie die Unterschiede im Belastungsbild zwischen Vomp a.d.L. und Vomp A12 aufzeigen.

Als entscheidender meteorologischer Einflussfaktor lassen sich ungünstige Ausbreitungsbedingungen (stabile Temperaturschichtung bzw. Inversion in Kombination mit niedriger Windgeschwindigkeit) identifizieren. Die höchsten PM10-Konzentrationen treten während mehrtägiger Episoden mit anhaltend ungünstigen Ausbreitungsbedingungen auf; dabei kommt es im Inntal zur Anreicherung lokal emittierter Schadstoffe, wobei nur in sehr geringem Umfang Luftmassenaustausch mit dem Alpenvorland und damit eine Verdünnung der Schadstoffe erfolgt.

Zu den „ungünstigen Ausbreitungsbedingungen“ zählt auch die topographische Situation selbst, da die das Tal umgebenden Berge horizontale Schadstoffverdünnung quer zur Talrichtung unterbinden.

Es zeigt sich, dass im Inntal bereits moderate PM10-Emissionen – im Vergleich zum außeralpinen Flachland – hohe PM10-Konzentrationen zur Folge haben.

Für die PM10-Belastung im Unterinntal an Tagen mit PM10-Tagesmittelwerten über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sind daher ganz überwiegend Emissionen im Inntal verantwortlich.

Als Sanierungsgebiet, dessen Emissionen für die PM10-Belastung hauptverantwortlich sind, wird das Inntal zwischen der Mündung ins Alpenvorland und seiner Verengung oberhalb von Haiming bis zu einer Höhe von ca. 150 m über Talboden abgegrenzt.

In diesem Bereich kann es aufgrund der topographischen Situation zu ungehindertem Schadstofftransport kommen, sodass jedenfalls auch Emissionen zwischen Innsbruck und Haiming zur PM10-Belastung im Unterinntal beitragen. Luftmassenaustausch mit dem Alpenvorland könnte für die „Verdünnung“ der Luft im untersten Inntal und damit für die niedrigere PM10-Belastung in Kufstein verantwortlich sein.

Ob im Bereich zwischen Innsbruck und Haiming der PM10-Grenzwert überschritten ist, kann mangels Messdaten nicht festgestellt werden, ist aber nicht auszuschließen.

Für den Mittelwert der Wintermonate des Jahres 2002 (dieser liegt zwischen $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Vomp A12 und $43 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Innsbruck Reichenau) lässt sich der Beitrag sekundärer anorganischer Aerosole (Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat) mit ca. $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ abschätzen; weitere ca. $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sind Emissionen primärer Partikel im gesamten Sanierungsgebiet zuzuordnen, die über das gesamte Gebiet verteilt und akkumuliert werden. Die zusätzlichen, regional unterschiedlichen Beiträge der PM10-Belastung werden lokalen Emissionen im Umkreis von einigen Kilometern um die Messstellen zugeordnet.

Die wichtigsten Emittenten primärer Partikel sind

- Straßenverkehr,
- Hausbrand,
- Mineralrohstoffabbau,
- Bauwirtschaft,
- Industrie und Gewerbe.

Die folgende Tabelle fasst die PM10-Emissionen des Untersuchungsgebietes nach Verursachergruppen (grau unterlegt sind Emittenten mit sehr hoher Unsicherheit) zusammen. Da PM10-Tagesmittelwerte über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ primär im Winter auftreten, werden die Emissionen an einem Werktag im Winter gesondert abgeschätzt; die Zuordnung der Emittentengruppen PM10-Belastung im Untersuchungsgebiet basiert auf den Emissionen an einem Wintertag.

	Jahresemission (t/Jahr)	%	Emission pro Wintertag (kg/d)	%
Straßenverkehr Abgas PKW	125 (davon 65% Autobahn)	11	340	9
Straßenverkehr Abgas LKW	72 (davon 77% Autobahn)	7	256	7
Straßenverkehr Abrieb	89	8	280	8
Straßenverkehr Aufwirbelung	130-250	12	410- 780	11
Summe Straßenverkehr	410 bis 520	38	1280 bis 1650	35
Schienenverkehr (Abgas)	1	<1	3	<1
Flugverkehr Innsbruck	10	1	27	1
Hausbrand	177	16	920	25
Gewerbe, Punktquellen	8	1	39	1
Industrie, Punktquellen	90	8	260	7
Industrie, mobile Quellen	31	3	85	2
Industrie, diffuse Quellen	unbekannt	?	unbekannt	?
Mineralrohstoffabbau	180	16	600	16
Bauwirtschaft	170	16	466	13
Landwirtschaft	5	1	10	<1
Forstwirtschaft	4	<1	19	1

Die größten PM10-Emissionen im gesamten Untersuchungsgebiet sind somit dem Straßenverkehr (35% an einem Wintertag) und dem Hausbrand (25%) zuzuordnen, gefolgt vom Mineralrohstoffabbau (16%), der Bauwirtschaft (13%) sowie Industrie und Gewerbe (10%). Die lokalen Anteile der verschiedenen Verursacher an der PM10-Belastung variieren zum Teil deutlich.

Im Untersuchungsgebiet entfallen 63% der Abgasemissionen des Straßenverkehrs auf PKW, 37% auf LKW, von diesen etwa zwei Drittel auf den Transitgüterverkehr. 69% der Abgasemissionen des Straßenverkehrs sind den Autobahnen im Untersuchungsgebiet zuzuordnen. Der hohe Beitrag der PKW zu den Abgasemissionen hängt u.a. mit dem hohen Anteil an Diesel-PKW in Österreich zusammen. Weiters sind die Emissionsfaktoren für PKW auf Autobahnen, verglichen mit Landstraßen und Gemeindestraßen, am höchsten, während bei LKW die Emissionsfaktoren auf Autobahnen am niedrigsten sind.

Im Raum um Innsbruck dürfte der Pendlerverkehr einen wesentlichen Anteil am PKW-Verkehrsaufkommen haben, wie die Zunahme des PKW-Verkehrsvolumens zwischen Kufstein und Hall (auf fast das Doppelte) verdeutlicht. Das überdurchschnittlich hohe PKW-Verkehrsaufkommen an Freitagen und Samstagen dürfte dem Urlauberreiseverkehr zuzuordnen sein.

Bei den Hausbrandemissionen stammt der Großteil (98%) aus der Verbrennung von festen Brennstoffen.

Die gefassten und mobilen Quellen der Industrie tragen zu etwa 10% zu den PM10 Emissionen bei, der Anteil der Bauwirtschaft wurde mit 13% abgeschätzt.

Nicht quantifizierbar ist der Beitrag diffuser Quellen der Industrie, der aber zumindest lokal, v. a. in Brixlegg, von nennenswerter Bedeutung ist.

Auch mögliche geogene und biogene Quellen konnten nicht berücksichtigt werden.

Für die besonders hohe PM10-Belastung in Innsbruck und Hall liefern PM10-Emissionen aus Straßenverkehr, Hausbrand und Bauwirtschaft im Umkreis von einigen Kilometern um die Messstellen, d.h. vor allem im Stadtgebiet von Innsbruck und Hall, einen besonders hohen Beitrag. Die Emissionen der Stadt Innsbruck kommen nachts bei schwachem Westwind (Talauswind) an den Messstellen Innsbruck Reichenau und Hall i.T. besonders zum Tragen.

Bei den Verkehrsemissionen dominieren in Hall, v. a. aber in Vomp, Brixlegg und Wörgl jene der A12.

Der Beitrag der Montanwerke Brixlegg zur PM10-Konzentration an der dortigen Messstelle lässt sich im Wintermittel auf ca. 25% eingrenzen, dieser Anteil dürfte an Tagen mit Tagesmittelwerten über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ noch wesentlich höher sein.

In Wörgl dürften Emissionen des Spanplattenwerkes einen erheblichen Beitrag zur PM10-Belastung beisteuern, der wahrscheinliche Einfluss anderer industrieller Quellen lässt sich mangels Emissionsdaten nicht quantifizieren.

Der Anteil sekundärer anorganischer Aerosole (Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat) wird einheitlich für das gesamte Untersuchungsgebiet mit ca. $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am Wintermittelwert (dieser variiert zwischen $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Vomp A12 und $43 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Innsbruck Reichenau) abgeschätzt. Dieser Beitrag sekundärer Aerosole ist auf NO_x-, SO₂- und Ammoniak-Emissionen im gesamten Sanierungsgebiet zurückzuführen.

Die wichtigsten Maßnahmen zur Verminderung der Emissionen primärer Partikel lassen sich wie folgt zusammen fassen:

Straßenverkehr

- Lokale Maßnahmen:
 - Verkehrsbeschränkungen, u.U. zeitlich begrenzt und für bestimmte Fahrzeugkategorien
 - Geschwindigkeitsbeschränkungen
 - Verminderung des LKW-Verkehrs durch Verlagerung des Güterverkehrs auf die Schiene
 - Verminderung des PKW-Verkehrs durch generelle Förderung des öffentlichen Verkehrs, u. a. im Bereich des Pendlerverkehrs und des Tourismus (Anreise sowie lokaler Freizeitverkehr)
 - Verminderung des PKW-Verkehrs durch raumplanerische Maßnahmen (kompakte Nutzungsstruktur, kurze Wege zwischen Wohnen, Arbeit, Einkaufen, Freizeit, Schule)
- Maßnahmen auf nationaler Ebene:
 - Verminderung der fahrzeugspezifischen PM10-Emissionen durch verbesserte Motor-technologie und Abgasfilter
 - Verminderung des Straßenverkehrs durch ökonomische Steuerungsinstrumente („Kostenwahrheit“, Treibstoffbesteuerung)

Hausbrand (Raumheizung)

- Festlegung von Emissionsgrenzwerten für Festbrennstoffheizungen; landesweite Kontrolle und Dokumentation der Einhaltung der Emissionsgrenzwerte
- Verminderung des Anteils von mit Festbrennstoffen betriebenen Einzelöfen
- Verbesserung der spezifischen Emissionen von Biomasseheizungen, u. a. durch forcierte Anlagenerneuerung
- Förderung von Fernwärme

Mineralrohstoffabbau

Die vorliegenden Emissionsabschätzungen sind noch mit erheblichen Unsicherheiten verbunden, die in der obigen Tabelle angeführten Zahlen stellen die untere Grenze der vorliegenden Berechnungen dar. Nach einer exakteren Quantifizierung der Emissionen wären für jeden Betrieb spezifische Maßnahmen zu entwerfen.

Bauwirtschaft

- Minderung der Staubaufwirbelung von unbefestigten Flächen, von Aushub- und Abbruchmaterial
- Minderung der Emissionen bei Umschlag und Verarbeitung staubförmiger Baustoffe
- Technische Maßnahmen zur Minderung der Abgasemissionen von Baumaschinen
- Verminderung des Baustellenverkehrs

Industrie

Wesentlicher Handlungsbedarf besteht bei der Erhebung der diffusen Emissionen der Industrie, aber auch der gefassten Quellen, für welche derzeit keine exakten Emissionsdaten (basierend auf Messungen) vorliegen, sodass sich die vorliegende Studie auf Abschätzungen der gefassten Emissionen stützt.

Maßnahmen zur Minderung der diffusen Emissionen sind jedenfalls bei den Montanwerken Brixlegg zu setzen, unter den gefassten Quellen sollten Maßnahmen u. a. beim Spanplattenwerk in Wörgl gesetzt werden.

Off-Road-Verkehr

Die hohen spezifischen Emissionen von allen Off-Road-Fahrzeugen, die u. a. in der Industrie, im Mineralrohstoffabbau, in der Bauwirtschaft, in der Land- und der Forstwirtschaft eingesetzt werden, machen technische Maßnahmen in diesem Sektor erforderlich.

Bei gleichmäßiger Reduktion der Tagesmittelwerte der PM10-Konzentration wären Minderungen der Belastung um bis zu 40% (Innsbruck Reichenau) erforderlich, um den gültigen PM10-Grenzwert einzuhalten. Noch weitergehende Reduktionen der PM10-Belastung wären notwendig, um den ab 2005 einzuhaltenden PM10-Grenzwert (maximal 30 TMW über 50 µg/m³) und den ab 2010 einzuhaltenden Grenzwert (maximal 25 TMW über 50 µg/m³) einzuhalten.

1.2 Blei und Cadmium im Staubniederschlag

Der Grenzwert für Blei und Cadmium im Staubniederschlag wurde 2002 an zwei bzw. einer Messstelle im Nahbereich der Montanwerke Brixlegg überschritten.

Die Auswertungen zeigen, dass die Staubemissionen der Montanwerke Brixlegg für die Grenzwertverletzungen bei Blei und Cadmium ganz überwiegend verantwortlich sind, wobei sowohl gefasste als auch diffuse Emissionen einschließlich Aufwirbelung von am Werksgelände deponiertem Staub durch Fahrzeuge in Frage kommen. Die Auswertungen geben keine Hinweise auf Aufwirbelung von Staub oder von – durch historische Emissionen kontaminiertem – Bodenmaterial durch den Wind.

Von Grenzwertüberschreitungen ist ein Bereich mit einer Erstreckung von wenigen 100 m parallel zum Inntal nordöstlich und südöstlich des Werksgeländes betroffen, dessen Breite normal zum Tal vermutlich jener des Werksgeländes entspricht.

2 EINLEITUNG

2.1 Gesetzliche Grundlage

Im Immissionsschutzgesetz Luft (IG-L, BGBl. I 115/97, in der Fassung BGBl. I Nr. 62/2001) sind in Anlage I für verschiedene Luftschadstoffe Grenzwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit festgelegt. Für PM10 beträgt dieser $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Tagesmittelwert, wobei 35 Überschreitungen pro Kalenderjahr zulässig sind¹, sowie $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Jahresmittelwert. Die Grenzwerte für PM10 sind mit 7.7.2001 in Kraft getreten.

Der Grenzwert für Schwebestaub (TSP²) beträgt $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Tagesmittelwert.

Der Grenzwert für Blei im Staubniederschlag $0,100 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{Tag})$, für Cadmium im Staubniederschlag $0,002 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{Tag})$.

Die Überprüfung der Immissionskonzentration von PM10 und Schwebestaub sowie von Blei und Cadmium im Staubniederschlag erfolgt gemäß der Messkonzept-VO (BGBl. II 358/98, in der Fassung BGBl. II Nr. 344/2001) an ausgesuchten Messstellen.

Bei einer Überschreitung eines Immissionsgrenzwertes hat der Landeshauptmann diese Überschreitung im Monats- oder Jahresbericht auszuweisen und festzustellen, ob die Überschreitung auf einen Störfall oder eine andere in absehbarer Zeit nicht wiederkehrende erhöhte Immission zurückzuführen ist (IG-L, §7). Ist dies nicht der Fall, ist in weiterer Folge eine Statuserhebung durchzuführen (IG-L, §8).

2.2 Grenzwertüberschreitungen in Tirol 2002

Die Grenzwerte für PM10 und Gesamtschwebestaub (TSP) wurden 2002 in Tirol an den in Tabelle 1 und Tabelle 2 zusammengestellten Messstellen überschritten.

Tabelle 1: Grenzwertüberschreitungen bei PM10, 2002 (35 TWM $>50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sind zulässig, Jahresmittelwert $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$)

Messstelle	Anzahl TMW $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$	max. TMW ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	JMW ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Brixlegg	41	132	29
Hall i.T.	45	101	29
Innsbruck Reichenau	50	173	31
Innsbruck Zentrum	40	134	29
Lienz	37	141	29
Vomp – an der Leiten	37	97	29
Wörgl	42	100	28

¹ bis Ende 2004. Von 2005 bis 2009 sind 30 Überschreitungen, ab 2010 sind 25 Überschreitungen zulässig.

² Total suspended particulates

Tabelle 2: Grenzwertüberschreitungen bei Schwebstaub, 2002 (TSP, Tagesmittelwert >150 µg/m³)

Messstelle	Anzahl der Überschreitungen	Datum	max. Konzentration (µg/m³)
Brixlegg	1	12.1.	158
Innsbruck Reichenau	8	8.1., 9.1., 15.1., 16.1., 17.1., 18.1., 19.1. 30.1.	208
Innsbruck Zentrum	1	8.1.	161
Lienz	1	7.1.	170

Die PM10- bzw. TSP-Belastung in Lienz wurde – nach Grenzwertverletzungen im Jahr 2001 – bereits in einer Statuserhebung untersucht [SPANGL & NAGL, 2003].

Anhang 1 gibt die Tabelle mit allen TMW dieser Stationen an.

Jene Messstellen, an denen der Grenzwert für den Staubniederschlag, für Blei oder für Cadmium im Staubniederschlag überschritten wurde, sind mit den jeweiligen Jahresmittelwerten in Tabelle 3 zusammengestellt

Tabelle 3: Überschreitungen der Grenzwerte des IG-L für Blei und Cadmium im Staubniederschlag 2002. Überschreitungen sind fett dargestellt (Jahresmittelwerte in mg/(m².d)).

	Staub	Pb	Cd
Messstelle	mg/m².d		
Brixlegg Bahnhof	106	0,110	0,0010
Brixlegg Innweg	81	0,204	0,0040

3 EINFÜHRUNG ZUM UMWELTPROBLEM SCHWEBESTAUB

3.1 Größenverteilung der Partikel

Schwebestaub umfasst im Allgemeinen alle luftgetragenen Partikel. Schwebestaub gelangt entweder direkt in die Luft (primärer Schwebestaub) oder entsteht durch chemische Prozesse aus gasförmigen Vorläuferstoffen in der Atmosphäre. Die einzelnen Partikel können Größen zwischen 0,001 µm (1 nm) und 100 µm (= 0,1 mm) haben, ebenso variabel ist die chemische Zusammensetzung.

Die Größenverteilung der Partikel zeigt üblicherweise drei Maxima, die auf den Entstehungsprozess zurückgehen. Zumeist wird zwischen der Nukleations-, Akkumulations- und Grobstaubklasse unterschieden (Abbildung 1).

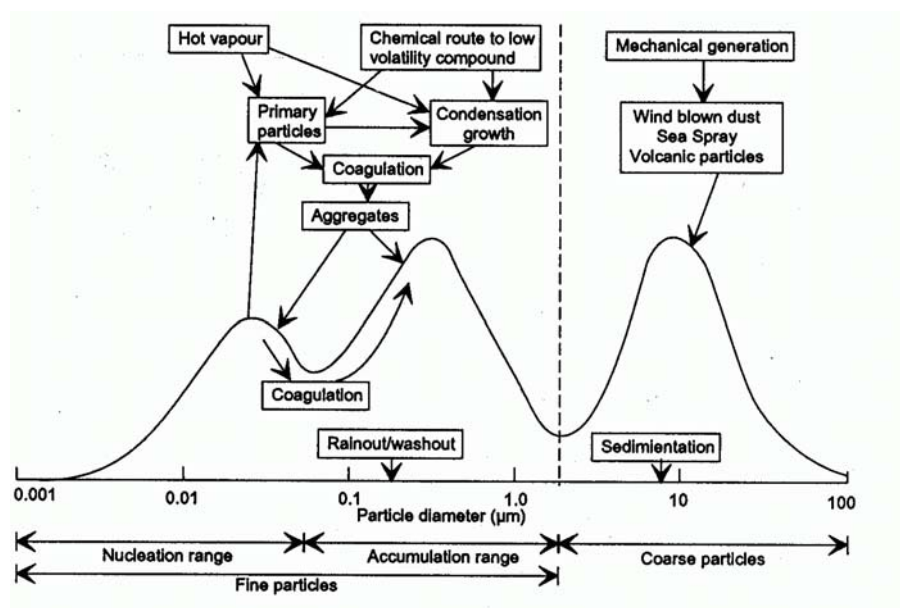


Abbildung 1: Typische Größenverteilung und Entstehungsmechanismen von Partikeln (aus KOUIMT-ZIS, 1995)

Die Partikel der Nukleationsklasse (<0,1 µm Durchmesser) entstehen unmittelbar bei Verbrennungsprozessen durch Kondensation von heißen Dämpfen oder durch Kondensation von gasförmigen Vorläufersubstanzen. Sie haben eine relativ kurze Verweilzeit in der Atmosphäre, da sie mit anderen Partikeln agglomerieren können. Zwar tragen diese Partikel nur zu einem geringen Teil zur Gesamtmasse bei, jedoch dominieren sie hinsichtlich der Partikelanzahl (Abbildung 2).

Die Partikel der Akkumulationsklasse (0,1 – 1 µm Durchmesser) entstehen durch Akkumulation und Aggregation der äußerst feinen Partikel der Nukleationsklasse. Diese Klasse kann einen bedeutenden Beitrag zur gesamten Partikelmasse leisten. Partikel dieser Größenklasse haben aufgrund der niedrigen Depositionsgeschwindigkeit (siehe unten) eine hohe atmosphärische Verweilzeit und können somit auch über weite Distanzen transportiert werden.

Die Partikel der Grobstaubklasse wiederum entstehen durch mechanische Prozesse wie z. B. durch Aufwirbelung, Abrieb oder in küstennahen Gebieten auch durch Seesalz.

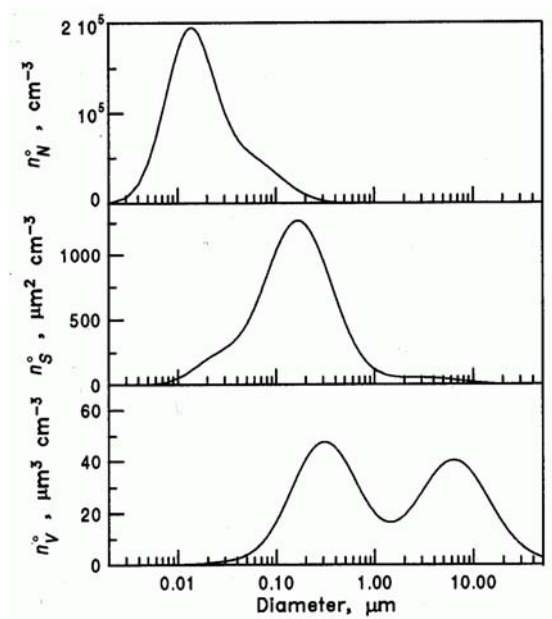


Abbildung 2: Typische Partikelzahl-, Oberflächen- und Volumenverteilung von städtischem Aerosol (aus SEINFELD & PANDIS, 1998)

Zur Beschreibung der Schwebestaubbelastung können viele verschiedene Parameter herangezogen werden. Die gängigsten, die auch aus rechtlichen sowie hygienischen Gesichtspunkten eine hohe Rolle spielen, werden in Tabelle 4 zusammengefasst.

Tabelle 4: Größen zur Erfassung der Schwebestaubbelastung

Bezeichnung	Beschreibung
Gesamtschwebestaub (TSP)	Als Gesamtschwebestaub (Total suspended particulates = TSP) wird die mit konventionellen Sammlern gemessene Schwebestaubkonzentration bezeichnet. Dabei wird ein Großteil der luftgetragenen Partikel erfasst.
PM10	Bei PM10-Messverfahren ist das Ziel, eine Sammelcharakteristik zu verwirklichen, welche der thorakalen Fraktion (jener Masseanteil einatembarer Partikel, der über den Kehlkopf hinausgeht) entspricht. Bei diesen Verfahren sollen per definitionem 50% der Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von 10 µm erfasst werden; bei größeren Partikeln wird der gesammelte Anteil deutlich geringer, bei kleineren höher. Die derart bestimmte Staubfraktion ist eine Teilmenge des TSP.
PM2,5	Bei diesem Verfahren sollen per definitionem 50% der Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von 2,5 µm erfasst werden (der etwa dem Anteil entspricht, der bis in die Alveolen gelangt) bei größeren Partikeln wird der gesammelte Anteil deutlich geringer, bei kleineren höher. Die derart bestimmte Staubfraktion ist eine Teilmenge des PM10 und sollte weitgehend der alveolengängigen Fraktion entsprechen.

3.2 Quellen

Die atmosphärische Schwebstaubbelastung hat viele verschiedene Quellen. Dies können natürliche Quellen und anthropogene Quellen sein. Bedeutende natürliche Quellen sind z. B.

- Aufwirbelung und Fernverfrachtung von Wüstenstaub (im Schnitt treten derartige Ereignisse in Österreich an 1 bis 2 Tagen im Jahr auf, in südeuropäischen Ländern deutlich häufiger)
- Aufwirbelung von Bodenmaterial³
- biologisches Material (Pollen, Bakterien, Pilzsporen, Abbauprodukte von Pflanzen, etc.). Dieses wird bei der chemischen Analyse dem organischen Kohlenstoff bzw. organischen Material zugeschlagen, der Anteil macht allerdings im Winter nur einen kleinen Teil des organischen Materials aus
- durch natürliche Quellen emittierte organische Verbindungen (etwa Monoterpene) sowie NO_x, SO₂ und NH₃, die durch Gas-zu-Partikel-Umwandlungen zum sekundären Aerosol beitragen
- Vulkane
- Natürliche Feuer (etwa Waldbrände).

Als wesentliche anthropogene Quellen sind folgende von Bedeutung:

- Verbrennungsprozesse: hier ist zu unterscheiden zwischen direkten Partikelemissionen (primäre Aerosole) und Gas-zu-Partikelumwandlung aus SO₂, NO_x, und organischen Verbindungen, die bei der Verbrennung entstehen können (sekundäre Aerosole)
- mechanische Prozesse wie z. B. die Bearbeitung von Materialien aber auch die (Wieder-) Aufwirbelung von Bodenmaterial.

Je nach Quelle kann auch zwischen gefassten und diffusen Emissionen unterschieden werden, wobei letztere oft wesentlich schwerer quantifizierbar sind.

Wie in Kapitel 5 noch ausführlicher diskutiert wird, sind demnach in urbanen Gebieten die Hauptemittenten im Bereich Verkehr (Abgasemissionen, Abrieb und Wiederaufwirbelung), Industrie, Gewerbe (hier vor allem die Bautätigkeit) und dem Hausbrand zu suchen. Einen nicht unerheblichen Anteil an den Partikelemissionen kann auch der sog. Off-road-Sektor haben; dazu gehören die in der Land- und Forstwirtschaft, in der Bauwirtschaft, in privaten Haushalten verwendeten Verbrennungskraftmaschinen verschiedenster Art. Aber auch bei den gasförmigen Vorläufersubstanzen liefert die Landwirtschaft – hier vor allem die Tierhaltung – durch die Emission von NH₃ einen bedeutenden Beitrag.

Verschiedene Quellen emittieren Schwebestaub mit einer unterschiedlichen Größenverteilung. Generell gilt, dass pyrogene Quellen hauptsächlich Schwebestaub kleiner 1 µm emittieren, mechanisch generierter Schwebstaub jedoch oft Durchmesser > 1 µm aufweist. Dieser Sachverhalt lässt sich an der Größenverteilung der Partikel, die schematisch in Abbildung 3 dargestellt ist, sehen.

³ bei durch den Menschen veränderten Böden sollte diese Quelle zu den anthropogenen gerechnet werden.

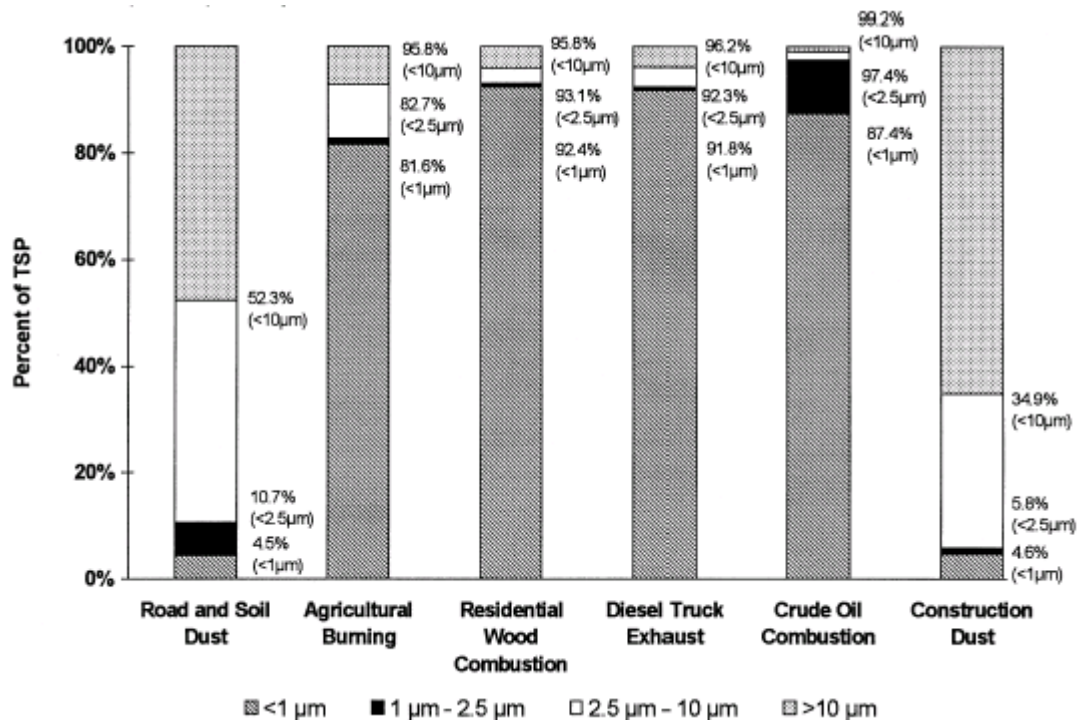


Abbildung 3: Größenverteilung verschiedener Quellen von Partikel (aus WATSON, 2000)

3.3 Chemische Zusammensetzung von Partikeln

Da die Partikel aus unterschiedlichen Prozessen gebildet werden, unterscheiden sie sich auch in ihrer Zusammensetzung. In urbanen Gebieten sind die wesentlichen Bestandteile im Allgemeinen organischer und elementarer Kohlenstoff, mineralische Stoffe aus Wiederaufwirbelung und Straßenabrieb, Ammoniumsulfat und –Nitrat aus der Gas-zu-Partikelumwandlung, organisches Material und zu einem geringen Teil auch noch Schwermetalle.

Ein Überblick über Ergebnisse chemischer Analysen von PM₁₀ und PM_{2,5} in verschiedenen europäischen Ländern findet sich in PUTAUD (2002).

Tabelle 5 bietet eine (idealisierte) Darstellung des Zusammenhangs der Korngröße, der chemischen Zusammensetzung und der Quellen des Schwebstaubs.

Tabelle 5: Idealisierter Zusammenhang zwischen Korngröße, chemischer Zusammensetzung und Schwebstaubquellen

	FINE MODE (< 2,5 µm)	COARSE MODE (> 2,5 µm)
Entstehung aus:	Gasen	Größeren Partikeln
Entsteht bei	chemischen Umwandlungen; Nukleation; Kondensation; Koagulation; Evaporation von Nebel- und Wolkentropfen, in denen Gase gelöst waren	Mechanischen Vorgängen (Abrieb, Vermahlen, ..), Aufwirbelung
Zusammensetzung	Sulfat, Nitrat, Ammonium, elementarer Kohlenstoff, organischer Kohlenstoff, Schwermetalle, Wasser	Aufgewirbelter Staub (geogener Staub; Straßenabrieb), Flugasche, Elemente der Erdkruste als Oxide (Si, Al, Ti, Fe); CaCO ₃ , NaCl, Meersalz, Pollen und Sporen, andere Teilchen biogenen Ursprungs,..
Löslichkeit	tw. löslich; oft hygroskopisch,	oft unlöslich und nicht- hygroskopisch
Quellen	Verbrennungsvorgänge (Dieselruß, NO _x , SO ₂ , ..), Landwirtschaft (NH ₃), atmosphärische Transformationen (sek. Aerosole), bestimmte industrielle Prozesse, Lösemittel	(Wieder-)aufwirbelung von Staub von Straßen; Winderosion, Aufwirbelung durch anthropogene Tätigkeiten (Schüttvorgänge, Befahren unbefestigter Straßen, Bergbau, Abbruch- und Bauarbeiten...), biolog. Quellen, ...
Verweildauer in der Atmosphäre	Tage bis Wochen	Minuten bis Stunden
Atmosphärische Transportdistanz	einige 100 bis > 1000 km	< 1 km bis einige 10 km

Die wichtigsten Inhaltsstoffe sind:

Ammonium, Sulfat, Nitrat (sekundäre anorganische Aerosole): Diese Ionen entstehen in der Atmosphäre durch chemische Umwandlungsprozesse aus den Vorläufersubstanzen NH₃, SO₂ und NO_x.

Na, K, Ca, Mg, Cl: Na und Cl sind insbesondere im Winter oft auf den Einsatz von Auftaumitteln zurückzuführen; Kalium kann ein Tracer für Biomassefeuerungen sein, während Ca und Mg in erster Linie in der groben Fraktion (mineralisches Material) zu finden sind (Quellen: Straßenabrieb, Einsatz von Streusplitt, Erosion).

Elementarer Kohlenstoff/Organischer Kohlenstoff/Organisches Material (EC/OC/OM): EC stammt in erster Linie aus Verbrennungsprozessen („Dieselruß“), wohingegen die Zusammensetzung und Herkunft des organischen Kohlenstoffs weniger eindeutig ist. Ein Teil wird bei (unvollständiger) Verbrennung aus den gleichen Quellen wie der EC freigesetzt. Weitere Quellen für organischen Kohlenstoff sind sekundäre organische Aerosole, die aus (anthropogenen und biogenen) NMVOC⁴ entstehen, sowie biologische Materialien wie z. B. Bakterien, Pilzsporen, Blattfragmente etc. Der Beitrag von biologischem Material dürfte jedoch insbesondere im Winter sehr gering sein [PUXBAUM, 2003]. Da mit organischem Kohlenstoff immer auch Heteroelemente (H, N, O, etc.) verbunden sind, wird zur Berechnung des Gewichts des organischen Materials (OM) das Gewicht des organischen Kohlenstoffs mit dem Faktor von üblicherweise 1,4 multipliziert [TURPIN, 2000].

⁴ Non methane volatile organic carbon (flüchtige Nicht-Methan Kohlenwasserstoffe)

Ein nicht unerheblicher Teil an EC und OC kann an verkehrsbelasteten Standorten auch aus dem Reifenabrieb stammen. In RAUTERBERG-WULFF 1998 wird dieser zum Beispiel mit etwa 20% Anteil an EC abgeschätzt. Das Verhältnis OC zu EC in Autoreifen beträgt lt. RAUTERBERG-WULFF etwa 1,55.

Fe, Zn, Pb, Cu, Ni, Cd, Sb: Schwermetalle stammen aus unterschiedlichen Quellen und lassen sich als Tracer einsetzen.

In Tabelle 6 werden einige wichtige Quellen der angeführten Schwermetalle angegeben. Diese beruhen auf den Erfahrungen von zahlreichen, an verschiedenen österreichischen Standorten durchgeführten Analysen von Staubproben. Einige der angeführten Spezies können in erster Linie im Nahbereich der angeführten Quellen gefunden werden.

Tabelle 6: Mögliche Quelle von Schwermetallen im PM₁₀, z.T. inkl. Beschreibung der Morphologie (Informationsquellen: Neinavaie, persönliche Mitteilung, SCHNEIDER & LORBEER, 2002)

Fe	Verkehr: Abrieb von Bremsbacken und Bremsscheiben (+Cr), tritt zusammen mit Cu und Zn auf Schienenverkehr geogen: Schiefer (Hämatit), Fe-Carbonate, Pyrit Industrie: Zundermaterial (Quelle: Auskleidung von Kessel, Walzwerke), falls globular: Metallverarbeitung; Rostschutzfarben (Hämatit); Magnetkies aus Kraftwerksasche (FeS)
Zn	Verkehr: Bremsbeläge + Reifenabrieb Industrie: Verbrennungsanlage (MVA, kalorische Kraftwerke); Verzinkereien, Batterien, Reduktionsmittel und Industrieabfälle, Verpackungsmaterialien; ubiquitär: Bauschutt (weiße Farbe zuführend)
Pb	Industrie: Herstellung bzw. Verwendung von Rostschutzfarben, Bleikristall, Glasuren, Farben; Hüttenwerke, Stahlwerke
Cu	Verkehr: Abrieb Bremsbeläge (Hauptquelle von Cu im städtischen Raum)
Ni	Verkehr: Bremsabrieb Industrie: Verbrennung von Schweröl; Metallherstellung; Katalyse; Herstellung von Ni-Cd-Batterien, Widerstände; Co-Ni-Dauermagnete
Cd	Industrie: Herstellung bzw. Verwendung von Farben, Glas, Oberflächenschutz für Leitmetalle, Metalle (z. B. Schrauben), Pigmente, Ni-Cd-Batterien, Kunststoffe (gelb, orange)
Sb	Verkehr: Abrieb aus Bremsbelägen

Die chemische Zusammensetzung der Emissionen von wesentlichen Quellen kann wie folgt charakterisiert werden:

Partikel im PKW- Dieselabgas bestehen zu etwa 60-80% aus elementarem Kohlenstoff, der Rest besteht aus organischem Kohlenstoff und einem kleinen Teil Sulfat und Metalloxiden (für eine Übersicht über Literaturwerte siehe UMWELTBUNDESAMT, 1999 und RAUTERBERG-WULFF, 1998). Diese Werte können allerdings abhängig vom Betriebszustand, Motor, verwendeten Treibstoff etc. stark variieren. Bei LKW-Dieselmotoren ist der Anteil an elementarem Kohlenstoff höher, da diese bei höherer Last betrieben werden.

Partikel aus Reifenabrieb bestehen wie oben erwähnt ebenfalls zum überwiegenden Teil aus Kohlenstoff; beim Reifenabrieb beträgt das OC/EC Verhältnis etwa 1,55 [RAUTERBERG-WULFF, 1998]. Bremsenabrieb besteht auch aus Kohlenstoff, wenn auch mit einem deutlich geringerem OC/EC Verhältnis von 0,2 im Vergleich zum Reifenabrieb. Als Tracer für den Anteil des Bremsenabriebs kann Sb verwendet werden.

Partikel aus Aufwirbelung und Straßenabrieb bestehen naturgemäß aus den in der Region vorkommenden bzw. in den Straßen enthaltenen oder aufgebrachten (Streusplitt) mineralischen Komponenten.

Hausbrandpartikel entstehen vor allem bei der Verbrennung von festen Brennstoffen (Kohle, Holz) und bei der Verbrennung von Heizöl. Die Partikel, die bei der Holzverbrennung entstehen, setzen sich aus organischem Kohlenstoff und elementarem Kohlenstoff zusammen, der Rest sind anorganische Aschen. Bei letzteren dominiert Kalium, daneben kommen auch noch die Elemente Na, Fe und Mn vor, bei Kohle zudem Si und Ca [MORAWSKA, 2002].

3.4 Senken von Partikeln

Abhängig von der Größe bzw. dem aerodynamischen Durchmesser sind verschiedene Mechanismen wirksam, die die Partikel aus der Luft entfernen. Partikel in der Nukleationsklasse werden hauptsächlich durch Agglomeration zu oder an größere Partikel entfernt, Partikel der Akkumulationsklasse durch Auswaschung und diejenigen der Grobstaubklasse durch Sedimentation. Wie man in Abbildung 4 erkennen kann, hat die Verweilzeit ein deutliches Maximum bei Partikel der Akkumulationsklasse mit einer Partikelgröße von etwa 0,1 μm (bei 10 μm ca. einen Tag, bei 2,5 μm 2 bis 4 Tage). Die Verweilzeit dieser Partikel beträgt etwa 10 Tage, diese können daher über große Entfernungen transportiert werden. Partikel in der Nukleations- und Grobstaubklasse dagegen haben Verweilzeiten von nur wenigen Stunden (KOUIMTZIS 1995, WILSON 1996). Da Partikel der Akkumulationsklasse in erster Linie durch Auswaschung entfernt werden, spielt deren Löslichkeit bei der Verweilzeit ebenfalls eine wichtige Rolle.

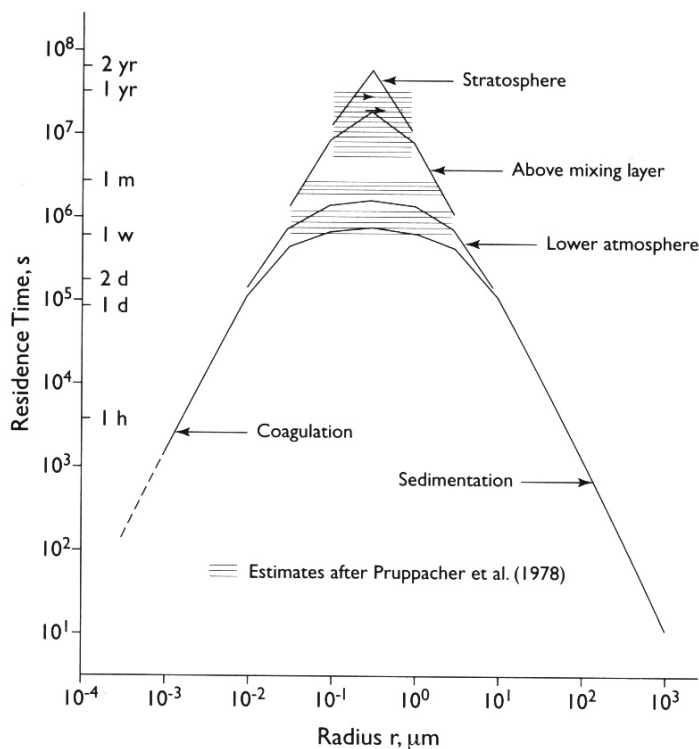


Abbildung 4: Verweilzeit von Partikeln in Abhängigkeit vom aerodynamischen Durchmesser (aus WILSON 1996)

3.5 Gesundheitliche Auswirkungen von Partikeln

Die gesundheitlichen Auswirkungen von Partikel wurden schon früh erkannt und untersucht, insbesondere bei Episoden mit extrem hohen Belastungen (etwa in London, UK; Meuse, Belgien und Donora, Pennsylvania). So kam es etwa während der Smog-Episode in London im Jahr 1952 zu 4.000-12.000 zusätzlichen Todesfällen; die damaligen Staubkonzentrationen lagen jedoch bei etwa 1.500-3.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, einem Vielfachen der heute gemessenen Maximalwerte. Die SO_2 -Konzentration lag während dieser Episode bei durchschnittlich 1.500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, die Sulfatkonzentration bei 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (BELL 2001, DAVIS 2002).

Neuere epidemiologische Studien haben allerdings auch bei wesentlich niedrigeren, heute vorkommenden Konzentrationen einen Zusammenhang zwischen der PM-Belastung und verschiedenen gesundheitlichen Auswirkungen wie etwa einer Erhöhung von Spitalseinweisungen und Sterblichkeit auf Grund von Erkrankungen des Atmungs- und des Herz-Kreislaufsystems nachweisen können. Viele dieser Untersuchungen zeigen eine deutlichere Korrelation etwa der Sterblichkeit mit der Belastung durch feine Partikel (gemessen als $\text{PM}_{2,5}$) als mit Gesamtschwebstaub.

Immer mehr Studien geben auch Hinweise darauf, wie Feinstaub seine schädliche Wirkung entfalten könnte. So wurden etwa direkte Einflüsse der Schwebestaubexposition durch die Hervorrufung von Entzündungsreaktionen in der Lunge, Änderungen der Herzfunktion und andere physiologisch bedeutende Effekte nachgewiesen.

Ein aktueller Review der WHO kommt daher zum Schluss (WHO 2003), dass die derzeitige Schwebestaubbelastung in Europa zu erheblichen negativen Einflüssen auf die Gesundheit führen kann. Es wurde abgeschätzt, dass derzeit jährlich etwa 100.000 vorgezogene Todesfälle (und damit verbunden der Verlust von etwa 700.000 Lebensjahren) in Europa der Schwebestaubbelastung zuzurechnen sind (WHO 2002).

3.6 Messmethoden

Die Messung des Schwebestaubs erfolgte in den letzten Jahrzehnten als „Gesamtschwebestaub“ (TSP; im IG-L als „Schwebestaub“ bezeichnet), wobei die gesetzlichen Regelungen innerhalb und außerhalb Österreichs keine genaue Definition für diese Messgröße geben. Epidemiologische Studien der letzten Jahre haben die besondere Bedeutung kleiner Staubfraktionen (PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$, PM_1) herausgearbeitet, sodass mit der EU-RL 1999/30/EG und dem IG-L (2001) erstmals Grenzwerte für PM_{10} sowie die Verpflichtung zur Messung - auch von $\text{PM}_{2,5}$ (beide als Tagesmittelwerte) - festgelegt wurden. Bei der Messung dieser Staubfraktionen werden Ansaugköpfe mit definierter Abscheidecharakteristik verwendet.

Referenzmethode für die Bestimmung der PM_{10} -Konzentration ist gemäß EU-RL 1999/30/EG die in der EN 12341⁵ beschriebene Probenahme (Abscheidung der Partikel auf einem Filter) mit nachfolgender gravimetrischer Staubmassebestimmung. Am häufigsten werden in Österreich dazu Digital High Volume Sampler eingesetzt, die mit Glas- oder Quarzfaserfiltern von 150 mm Durchmesser bestückt sind und ein Probenahmenvolumen von etwa 750 m^3/Tag aufweisen. Der Waagraum zur Konditionierung der Filter vor und nach der Probenahme ist normgerecht auf $20^\circ\text{C} \pm 0,5^\circ\text{C}$ Lufttemperatur sowie $50\% \pm 5\%$ relative Luftfeuchte geregelt. Die Messergebnisse sind auf Umgebungstemperatur und Umgebungsdruck bezogen.

⁵ Luftqualität – Felduntersuchung zum Nachweis der Gleichwertigkeit von Probenahmeverfahren für die PM_{10} - Fraktion von Partikeln

Die PM10-Messung gemäß IG-L erfolgt sowohl mit der gravimetrischen Methode als auch mit kontinuierlichen Messgeräten, die bereits für die TSP-Messung verwendet wurden und für die PM10-Messung mit einem Ansaugkopf entsprechender Abscheidecharakteristik ausgerüstet wurden.

Folgende kontinuierliche PM10- bzw. TSP-Messmethoden kommen an österreichischen Messstellen zum Einsatz:

- Monitore, bei denen der gesammelte Staub auf einem Filterstreifen abgeschieden wird und der Zuwachs an Masse durch die steigende Absorption von β -Strahlung bestimmt wird (meist Geräte der Typen FH62 I-N oder FH62 I-R)
- Monitore, bei denen der Zuwachs der Massebelegung auf einem Filter in einem Schwingkreis eine Veränderung der Eigenfrequenz bewirkt; TEOM -Geräte⁶.

Bei den kontinuierlichen Messgeräten wird die Ansaugleitung auf rund 40°C beheizt.

Voraussetzung für die Verwendung kontinuierlicher Messgeräte für die PM10-Messung ist allerdings, dass der betreffende Messnetzbetreiber nachweisen kann, dass das eingesetzte Verfahren ein zur Referenzmethode vergleichbares Ergebnis liefert, d.h. eine feste Beziehung zur Referenzmethode aufweist. Der Nachweis (Bestimmung des sogenannten Standortfaktors bzw. einer lokalen Standortfunktion) erfolgt durch Parallelmessungen vor Ort.

Bis zum Vorliegen lokaler Standortfaktoren, jedoch längstens bis zum 31. Dezember 2002, ist es gemäß Messkonzept-VO gestattet, dass beim Einsatz von kontinuierlichen Monitoren ein Default-Wert in der Höhe von 1,3 als Standortfaktor angewandt wird.

Die kontinuierliche Messung erlaubt anhand der Analyse des Zeitverlaufs, von Schadstoffwindrosen und mittleren Tagesgängen detailliertere Aussagen über die Herkunft der Schadstoffbelastung, als dies bei der tageweisen Auflösung der Gravimetrie möglich ist.

3.7 Rechtliche Regelungen

Die Europäische Kommission hat zur Begrenzung des gesundheitlichen Risikos durch die Exposition gegenüber Schwebstaub verbindliche Immissionsgrenzwerte für die Feinstaubbelastung (gemessen als PM10) in der EU-Richtlinie 1999/30/EG festgesetzt, welche bis Sommer 2001 von allen EU-Mitgliedstaaten in nationales Recht umgesetzt werden mussten. Die Richtlinie enthält für PM10 einerseits verbindliche Immissionsgrenzwerte, die spätestens 2005 einzuhalten sind, andererseits strengere, indikative Werte, die bis 2010 anzustreben sind. Weiters ist vorgesehen, dass innerhalb eines Reviews der genannten EU-Richtlinie u. a. zu prüfen ist, ob zusätzlich zu den Immissionsgrenzwerten für PM10 auch Grenzwerte für PM2,5 festzulegen sind. Um die dafür benötigten Informationen über die PM2,5-Belastung zu erlangen, ist die Messung der PM2,5-Konzentration an repräsentativen Standorten vorgeschrieben.

In Österreich wurde die genannte Richtlinie im Immissionsschutzgesetz-Luft (IG-L; BGBl. I Nr. 115/97) durch die Novelle BGBl. I Nr. 62/2001 sowie die Messkonzept-Verordnung zum IG-L (BGBl. 358/98, in der Fassung BGBl. II Nr. 2001/344) umgesetzt. Damit gelten seit Juli 2001 die in Tabelle 7 angeführten Grenzwerte in Österreich.

Diese unterscheiden sich von der EU-Richtlinie dadurch, dass einerseits keine Toleranzmargen beim TMW-Grenzwert von PM10 vorgesehen sind und andererseits die Anzahl der zulässigen Überschreitungen von den in der EU-Richtlinie vorgegebenen 35 schrittweise auf

⁶ Tapered Element Oscillating Microbalance.

25 bis zum Jahr 2010 abgesenkt wird. Die österreichische Gesetzgebung ist damit etwas strenger als die EU-Richtlinie.

Tabelle 7: Staubgrenzwerte und Zielwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit gemäß IG-L

Messgröße	Konzentration	Mittelungszeit	Anmerkung
TSP ⁷	150 µg/m ³	Tagesmittelwert	Grenzwert
PM10	50 µg/m ³	Tagesmittelwert; pro Kalenderjahr ist die folgende Zahl von Überschreitungen zulässig: bis 2004: 35, von 2005 bis 2009: 30, ab 2010: 25	Grenzwert
PM10	40 µg/m ³	Jahresmittelwert	Grenzwert
PM10	50 µg/m ³	Tagesmittelwert; pro Kalenderjahr sind 7 Überschreitungen zulässig	Zielwert
PM10	20 µg/m ³	Jahresmittelwert	Zielwert

Grenzwerte der EU-RL 1999/30/EG sind in Anhang 2 zusammen gestellt.

⁷ TSP: Gesamtschwebestaub (im IG-L „Schwebestaub“ genannt). Dieser Grenzwert tritt mit 31.12.2004 außer Kraft.

4 DATENGRUNDLAGE

Gegenstand der Untersuchung ist die PM10 und Schwebstaub-Belastung sowie die Belastung durch Pb und Cd im Staubniederschlag im Jahr 2002. PM10 Grenzwertverletzungen traten an den Messstellen Innsbruck Zentrum, Innsbruck Reichenau, Hall i.T., Vomp an der Leiten, Brixlegg-Innweg und Wörgl, Schwebstaubüberschreitungen an den Stationen Innsbruck Zentrum, Innsbruck Reichenau und Brixlegg Innweg auf.

Der Grenzwert für Blei im Staubniederschlag wurde an den Messstellen Brixlegg Innweg und Bahnhof, der Grenzwert für Cd im Staubniederschlag an der Messstelle Brixlegg Innweg überschritten.

Die an den Messstellen der Tiroler Landesregierung durchgeführten Messungen entsprechen sowohl hinsichtlich der angewandten Methodik (auf kontinuierlicher Basis) wie auch der Prüfstufen der ausgewerteten Daten den gesetzlichen Anforderungen des IG-Luft sowie der Verordnung zum Messkonzept.

4.1 Untersuchungsgebiet

4.1.1 PM10 und Schwebstaub

Als Untersuchungsgebiet für PM10 (und TSP) wird in einem ersten Schritt jener geographische Bereich abgegrenzt, in dem die für die beobachteten Grenzwertverletzungen relevanten Quellen vermutet werden; es umfasst einen etwas größeren Teil des Inntales als jenen Bereich, in dem die Messstellen mit Grenzwertüberschreitungen liegen. Die Emissionsberechnungen werden für jenen Teil des Inntals durchgeführt, der die vier Bezirke Innsbruck, Innsbruck Land, Schwaz und Kufstein umfasst. Da aufgrund der häufigen Inversionswetterlagen im Inntal für die Immissionen vor allem die Emissionen unterhalb der Inversionsschicht eine Rolle spielen, umfasst das Untersuchungsgebiet den Höhenbereich bis 200 m über dem Talboden des Inntals..

Wie die weiteren Untersuchungen zeigen, dürften für die PM10-Belastung im Inntal Emissionen in einem Bereich bis zur Verengung des Inntals bei Haiming sowie auch unterhalb von Kufstein verantwortlich sein. Dieser Bereich wird als Sanierungsgebiet ausgewiesen und ist somit geringfügig größer als das vorab abgegrenzte Untersuchungsgebiet. Damit werden ein kleiner Teil des Bezirkes Imst sowie des Inntals unterhalb von Kufstein außer Acht gelassen, aus denen allerdings kein wesentlicher Beitrag zu den Emissionen zu erwarten ist.

4.1.2 Blei und Cadmium im Staubniederschlag

Das Untersuchungsgebiet für Blei und Cadmium im Staubniederschlag ist jenes Gebiet, das von den Staubniederschlagsmessstellen im Bereich um Brixlegg abgedeckt wird.

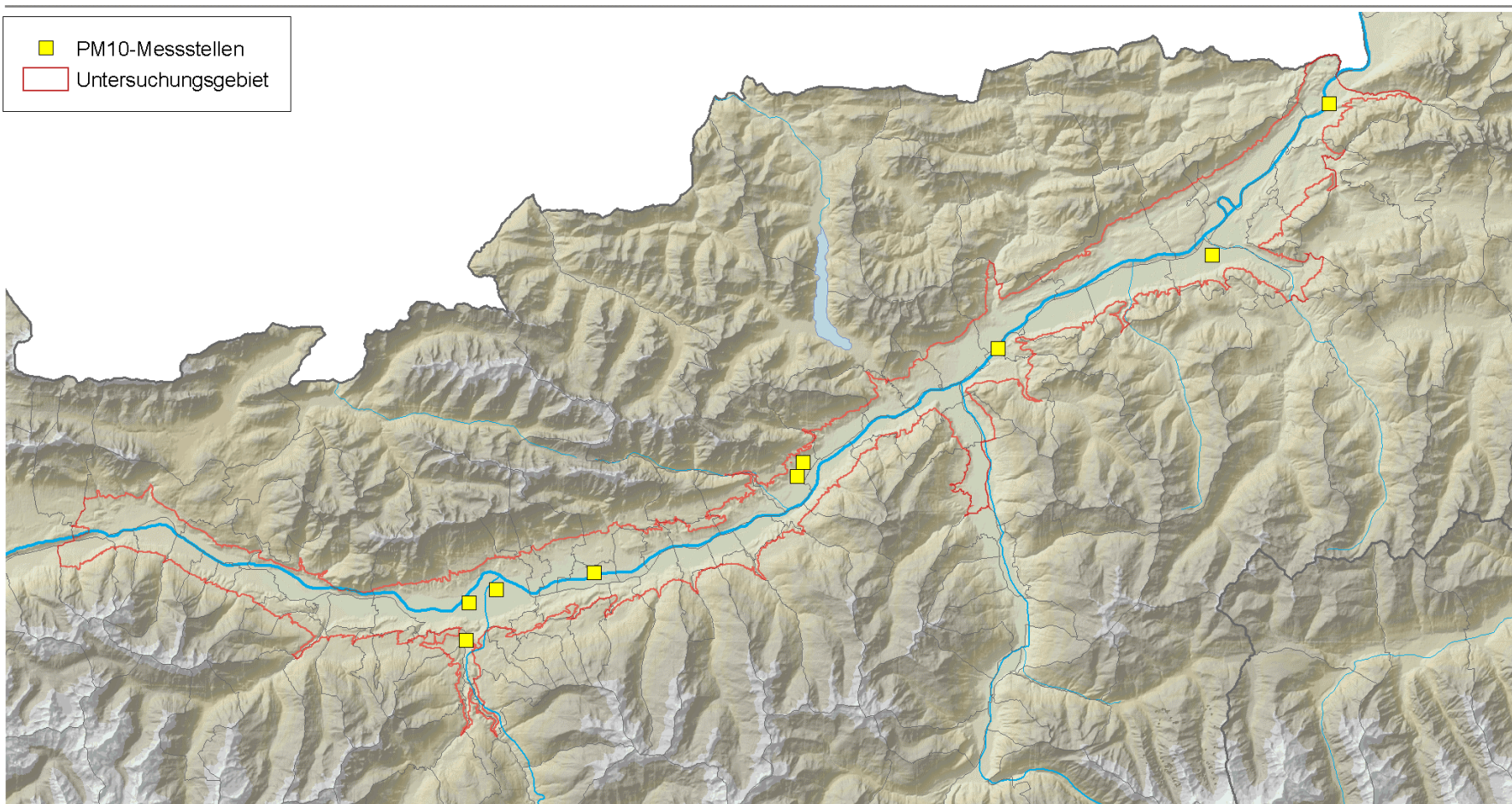


Abbildung 5: Topographische Karten des Untersuchungsgebiets mit den PM10-Messstellen

4.2 Beschreibung der Messstellen

Die für diese Studie verwendeten Luftgüte- und meteorologischen Messstellen sind in Tabelle 8 und Abbildung 6 zusammen gestellt. Es handelt sich dabei um

- Luftgütemessstellen des Amtes der Tiroler Landesregierung (T)
- Meteorologische Messstellen der ZAMG⁸
- Meteorologische Messstellen, die im Auftrag der Brenner Eisenbahn Gesellschaft (BEG) von der Niederösterreichischen Umweltschutzanstalt (NUA) betrieben werden

Tabelle 8: Messstellen im Unterinntal

	Betreiber	Messumfang	Länge	Breite	Seehöhe (m)
Innsbruck Zentrum	T	PM10, SO ₂ , NO _x , CO	11°23'35"	47°15'47"	580
Innsbruck Reichenau	T	PM10, NO _x , CO, O ₃	11°25'04"	47°16'19"	570
Hall i.T.	T	PM10, NO _x , Wind	11°30'30"	47°16'41"	560
Vomp an der Leiten	T	PM10, NO _x	11°41'40"	47°21'00"	545
Vomp A12 Raststätte	T	PM10, NO _x , CO, Wind	11°41'29"	47°20'56"	560
Brixlegg Innweg	T	PM10, SO ₂ , Wind	11°52'20"	47°25'44"	520
Wörgl	T	PM10, NO _x , Wind	12°04'03"	47°29'21"	510
Kufstein Franz Josefs Platz	T	PM10, SO ₂ , NO _x	12°10'21"	47°35'05"	500
Gärberbach A13	T	PM10, NO _x	11°23'28"	47°14'24"	680
Innsbruck Sadrach	T	O ₃ , T	11°22'29"	47°16'14"	670
Innsbruck Nordkette	T	NO _x , O ₃	11°22'40"	47°18'22"	1915
Kramsach Angerberg	T	NO _x , O ₃	11°54'39"	47°27'34"	600
Karwendel West	T	O ₃ , T	11°13'43"	47°20'34"	1730
Innsbruck Flughafen	ZAMG	Wind, T	11°20'51"	47°15'31"	578
Jenbach	ZAMG	Wind, T	11°46'16"	47°23'25"	560
Patscherkofel	ZAMG	Wind, T	11°27'42"	47°12'32"	2245
Temperaturprofil Schwaz - Kellerjoch	NUA	tiefster Punkt höchster Punkt	11°41'54" 11°43'12"	47°20'07" 47°19'16"	540 ⁹ 1341 ¹⁰

⁸ Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, Wien

⁹ Innhöfe, Talboden

¹⁰ Gasthof Grafenaste

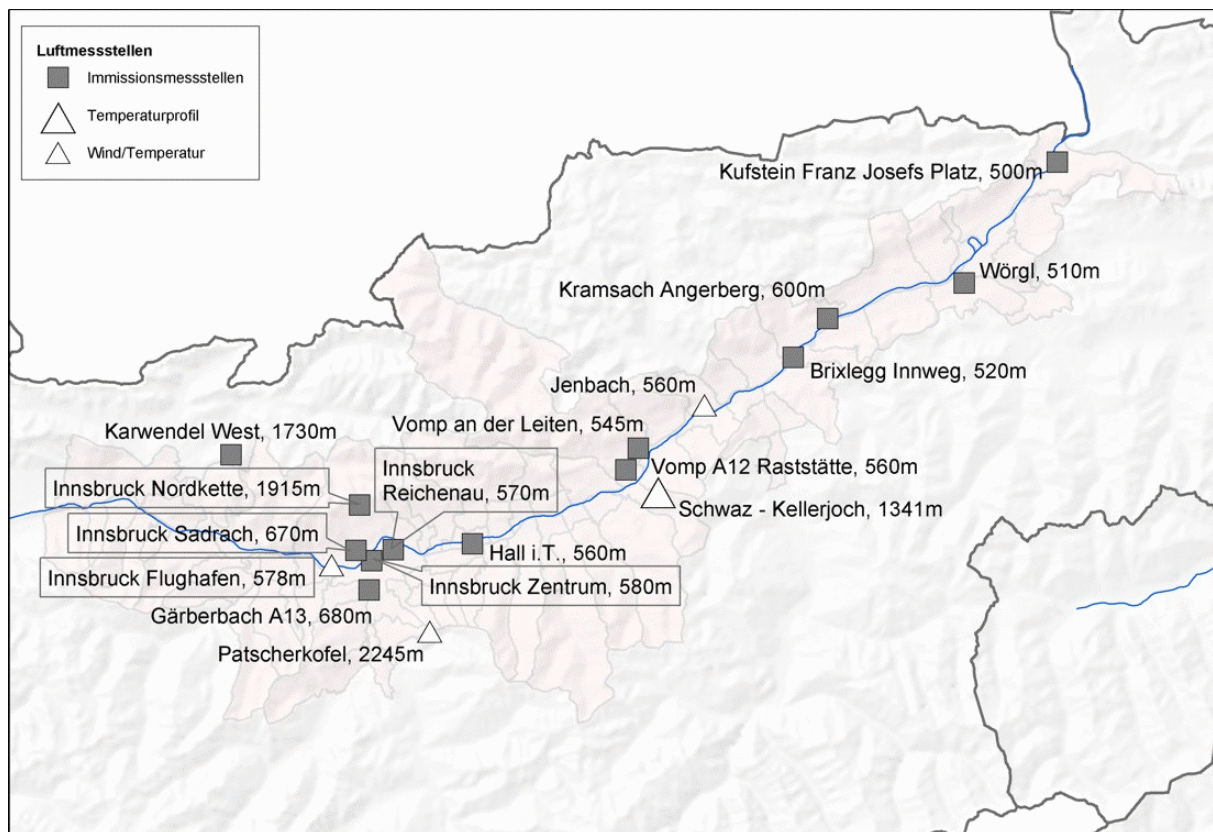


Abbildung 6: Luftgüte- und meteorologische Messstellen im Bereich des Unterinntals

Im Folgenden bezeichnet „Innsbruck“ beide PM₁₀-Messstellen in Innsbruck (Reichenau und Zentrum), „Vomp“ beide Messstellen in Vomp. Als Unterinntal wird das Tiroler Inntal zwischen Kufstein und Innsbruck bezeichnet, als „unteres Inntal“ dessen nordöstlicher Teil zwischen Kufstein und Vomp.

4.2.1 Innsbruck

Die Messstelle Innsbruck Zentrum (Innsbruck: Landeshauptstadt von Tirol; 113.392 Einwohner im Jahr 2001) befindet in der Fallmerayerstraße in unmittelbarer Nähe zur Kreuzung Maximilianstraße am Straßenrand auf einem Parkplatz gelegen, im zentralen Stadtgebiet. In der näheren Umgebung der Messstelle befinden sich mehrstöckige Wohn- und Verwaltungsgebäude sowie ein begrünter Vorplatz (siehe Abbildung 7 und Abbildung 8).

Die Fallmerayerstraße ist eine wenig befahrene Straße mit einem DTV von etwa 3.500 Kfz und einem sehr geringen LKW-Anteil. Die Maximilianstraße ist die nächstgelegene stärker befahrene Straße; diese weist wochentags einen DTV von etwa 14.000 Kfz auf. Über den Lkw-Anteil in der Maximilianstraße liegen keine Daten vor.

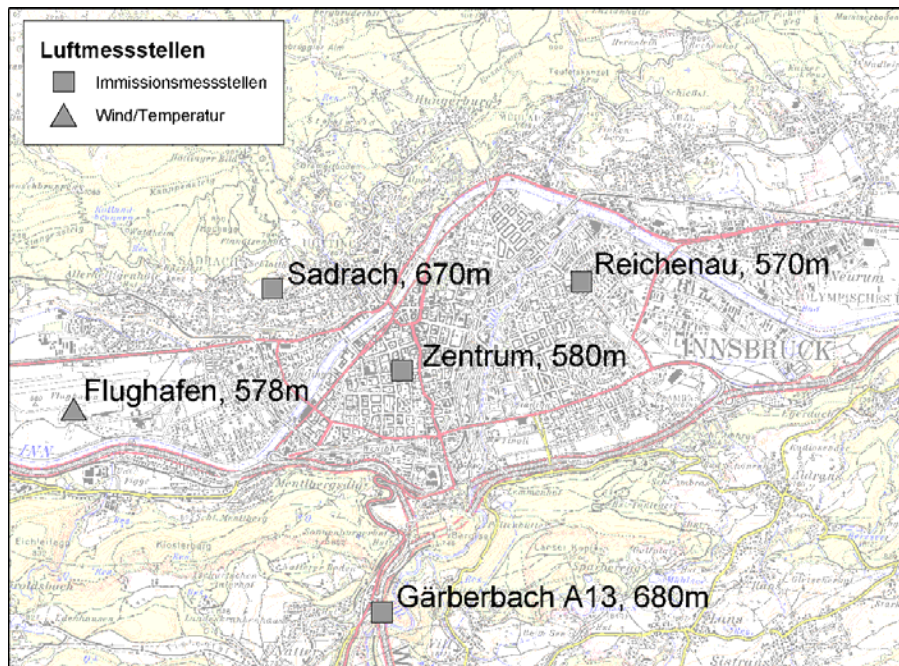


Abbildung 7: Luftgütemessstellen in Innsbruck



Abbildung 8: Messstelle Innsbruck Zentrum (markiert mit einem Kreuz), Blick nach Osten (links), Blick nach Süden (entlang Fallmerayerstraße, rechts)

Die Messstelle Innsbruck Reichenau (Abbildung 9) befindet sich in einem Wohngebiet an der Andechsstraße im Osten der Stadt zwischen der Klappholzstraße und der Reut-Nikolussi Straße, etwa 5 m vom Fahrbahnrand entfernt. Die Andechsstraße ist eine zweispurige, relativ stark befahrene Straße (DTV: wochentags etwa 16.000 Kfz, der LKW-Anteil beträgt wochentags etwa 6%, an Samstagen 3-4% und an Sonntagen 2%). In unmittelbarer Nähe der Messstelle befinden sich mehrgeschossige Wohnhäuser in lockerer Verbauung.

Die Inntalautobahn ist in etwa 1 km entfernt in südlicher Richtung.



Abbildung 9. Messstelle Innsbruck Reichenau (markiert mit einem Kreuz), Blick nach Norden (links), Blick nach Osten (rechts)

4.2.2 Hall i.T.

Die Messstelle Hall-Münzergasse (Abbildung 10) befindet sich in etwa 300 m Entfernung vom Stadtzentrum, welches in nördlicher Richtung liegt, und ist 100 m von der südlich jenseits des Inns gelegenen A12 entfernt (Hall i.T.: 12.500 Einwohner, Bezirk Innsbruck Land). Die Messstelle steht im Garten eines einstöckigen Gebäudes in einem Gebiet mit lockerer Bebauung. Unmittelbar an der gegenüberliegenden Straßenseite befinden sich Bahnanlagen der ÖBB. Die Münzergasse selbst ist eine schwach befahrene Straße, in etwa 100 m Entfernung befindet sich eine Brücke der Autobahnabfahrt Hall. Die A12 hatte im Jahr 2001 bei Hall einen DTV von etwa 67.300 Kfz/24h, davon waren 8.600 Lkw, von diesen wiederum 5.150 SNF.

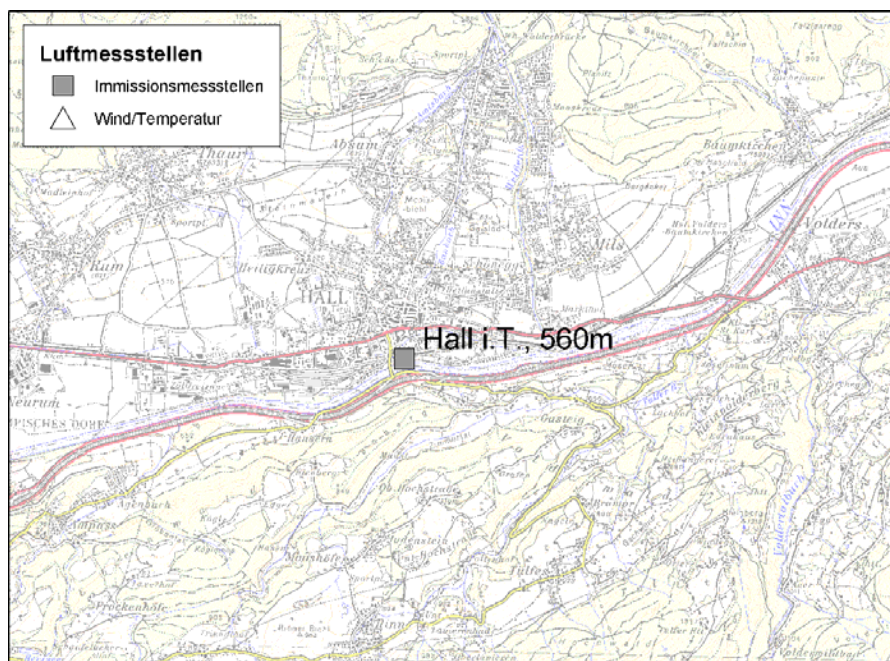


Abbildung 10: Luftgütemessstelle Hall i.T.



Abbildung 11: Messstelle Hall i.T., Blick Richtung Osten (links), Richtung Westen (rechts). Im Hintergrund ist die Brücke der Autobahnabfahrt zu sehen.

4.2.3 Vomp – an der Leiten

Die Messstelle Vomp – an der Leiten (Abbildung 12 und Abbildung 13) befindet sich südöstlich der A12 in locker verbautem Siedlungsgebiet.

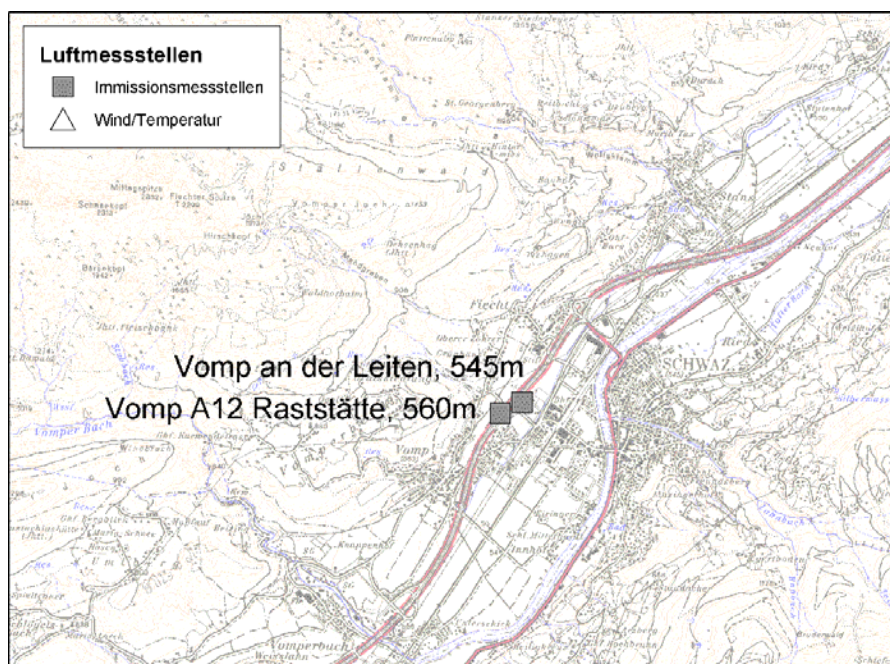


Abbildung 12: Luftgütemessstellen in Vomp bei Schwaz



Abbildung 13. Messstelle Vomp an der Leiten (links, mit einem Kreuz markiert), Blick Richtung Norden. Im Hintergrund ist die A12 Inntalautobahn zu sehen (Pfeil). Messstelle Vomp A12 (rechts), Blick Richtung Osten. Die Messstelle Vomp an der Leiten befindet sich hinter den Bäumen am linken Bildrand.

Im Jahr 2001 betrug der DTV der A12 in Vomp etwa 50.600 Kfz/24h, davon 8.700 Lkw, von diesen waren 5.150 SNF.

4.2.4 Brixlegg

Die Messstelle Brixlegg – Innweg (Abbildung 14 und Abbildung 15) liegt in einem Wohngebiet an einer schwach befahrenen Straße nahe dem Inn (Brixlegg: 2.900 Einwohner, Bezirk Kufstein). In unmittelbarer Nähe der Messstelle befinden sich Wohnhäuser (zumeist Einfamilienhäuser) in lockerer Bebauung. Die Montanwerke Brixlegg befinden sich in etwa 300 m Entfernung in nordöstlicher Richtung. An der Messstelle Innweg wird neben der kontinuierlichen PM10-Messung auch eine Staubbiederschlagsmessung durchgeführt.

Die A12 ist von der Messstelle Innweg etwa 300 m entfernt in nordwestlicher Richtung am gegenüberliegenden Ufer des Inns.

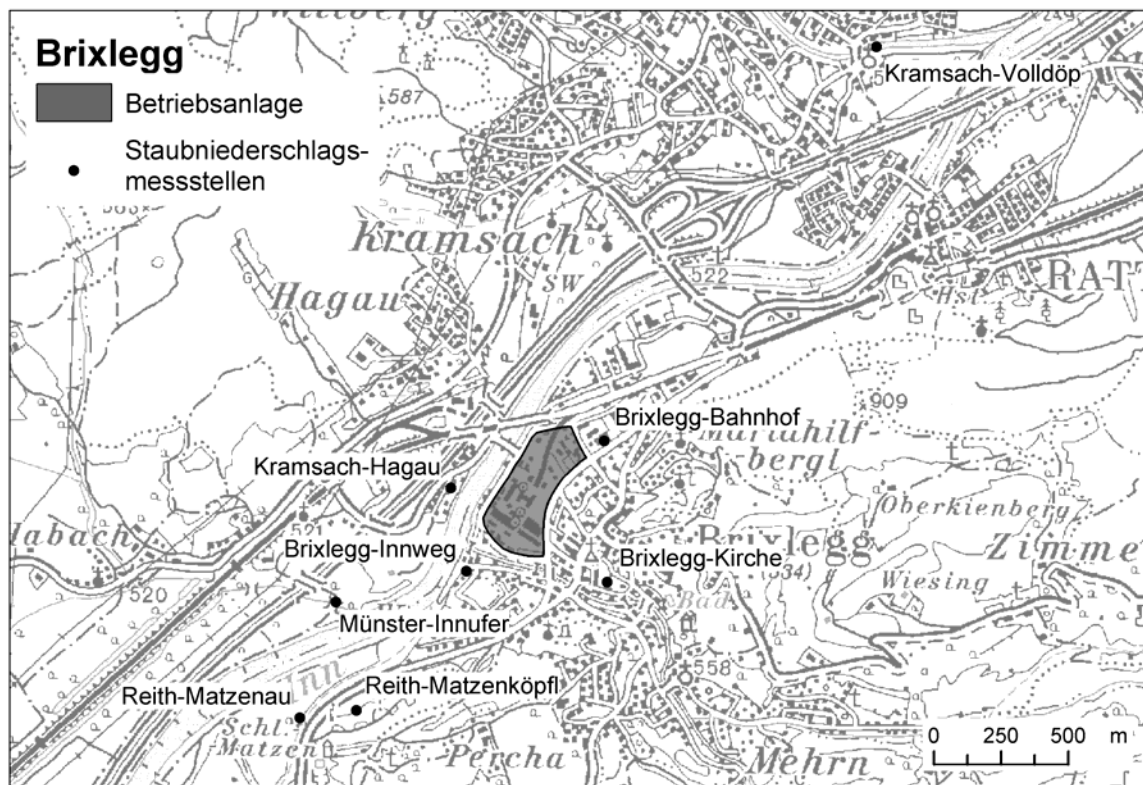


Abbildung 14: Luftgütemessstellen und Staubniederschlagsmessstellen in Brixlegg und Umgebung. Das Betriebsgelände der Montanwerke Brixlegg ist grau markiert.



Abbildung 15. Luftgüte- und Staubniederschlagsmessstelle Brixlegg Innweg (markiert mit einem Kreuz), Blick Richtung Nordosten. Unmittelbar hinter der Baumreihe in Bildmitte beginnt das Werksgelände der Montanwerke Brixlegg.

Die Messstellen des Staubniederschlagsmessnetzes Brixlegg sind in Tabelle 9 und Abbildung 14 angeführt.

Tabelle 9: Staubniederschlagsmessnetz Brixlegg

Code	Messstelle	geo. Länge	geo. Breite
BRI 1	Brixlegg Bahnhof	11° 52' 43"	47° 25' 59"
BRI 3	Brixlegg Kirche	11° 52' 44"	47° 25' 42"
BRI 4	Reith Matzenköpfl	11° 52' 00"	47° 25' 26"
BRI 5	Reith Matzenau	11° 51' 50"	47° 25' 25"
BRI 6	Münster Innufer	11° 51' 56"	47° 25' 39"
BRI 7	Brixlegg Innweg	11° 52' 19"	47° 25' 43"
BRI 8	Kramsach Hagau	11° 52' 16"	47° 25' 53"
BRI 9	Kramsach Voldöpp	11° 53' 30"	47° 26' 47"

4.2.5 Wörgl

Die Messstelle Wörgl (Abbildung 16 und Abbildung 17) befindet sich nahe dem Zentrum der Stadt in einem Wohngebiet (Wörgl: 11.400 Einwohner, Bezirk Kufstein) an einer wenigen befahrenen Straße (Josef-Stelzhamer Straße). Die Messstelle befindet sich auf einem Wiesengrundstück zwischen mehrgeschossigen Wohnhäusern. Die nächstgelegene stärker befahrene Straße ist die B171, Tiroler Straße in etwa 100 m Entfernung in südlicher Richtung. In nordwestlicher Richtung verläuft in etwa 900 m Entfernung die A12. 1 km nordöstlich liegt die Autobahnanschlussstelle Wörgl, in der die B312 in die A12 mündet. Über die Anzahl der Kfz in der Josef-Stelzhamer-Straße liegen keine Daten vor, eine städtische Buslinie fährt im Halbstundentakt an der Messstelle vorbei. Lt. KÖLL (2001) ist der DTV der B171 in diesem Gebiet etwa 14.400 Kfz/24h, davon 6-7% LKWs.

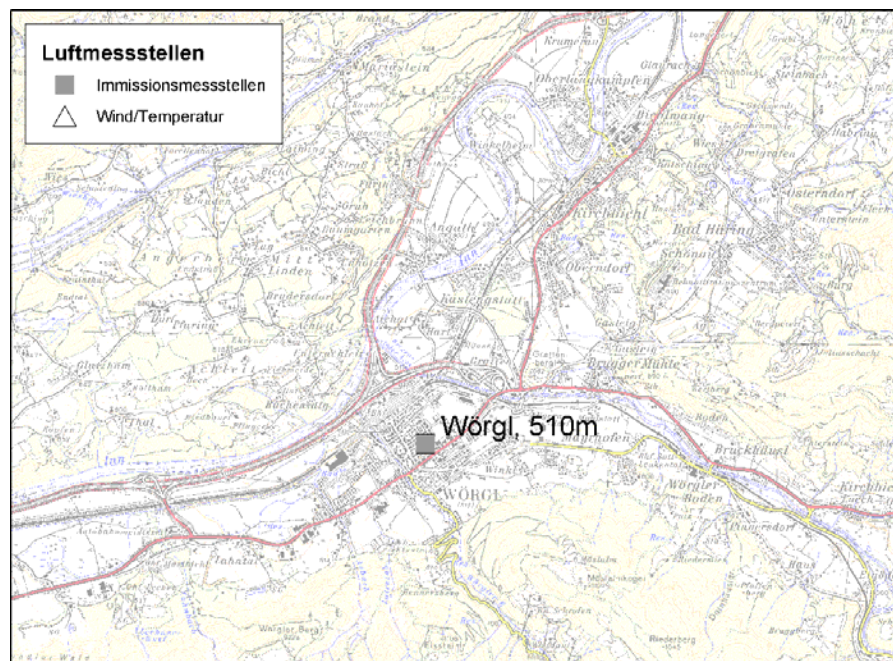


Abbildung 16: Luftgütemessstelle Wörgl



Abbildung 17. Messstelle Wörgl, Blick Richtung Nordosten. Die Messstelle befindet sich in der linken Bildhälfte (Kreis).

4.2.6 Weitere PM10-Messstellen

In die Untersuchung einbezogen wurden auch die Luftgütedaten der Messstellen Kufstein Zentrum (Franz Josefs Platz) - Abbildung 18 - , Vomp A12 (Abbildung 12) und Gärberbach (Abbildung 7), an denen keine Grenzwertverletzung für PM10 auftraten.

Die Messstelle Kufstein befindet sich im Stadtzentrum im dicht verbauten Siedlungsgebiet an einer mäßig stark befahrenen Straße.

Die Messstelle Vomp A12 Raststätte befindet sich an der Südseite der Inntalautobahn A12 östlich der Raststätte Vomp, ca. 5 m vom Fahrbahnrand entfernt.

Die Messstelle Gärberbach befindet sich unmittelbar an der Westseite Brennerautobahn A13 südlich des Bergisel bei der Anschlussstelle Innsbruck-Süd.

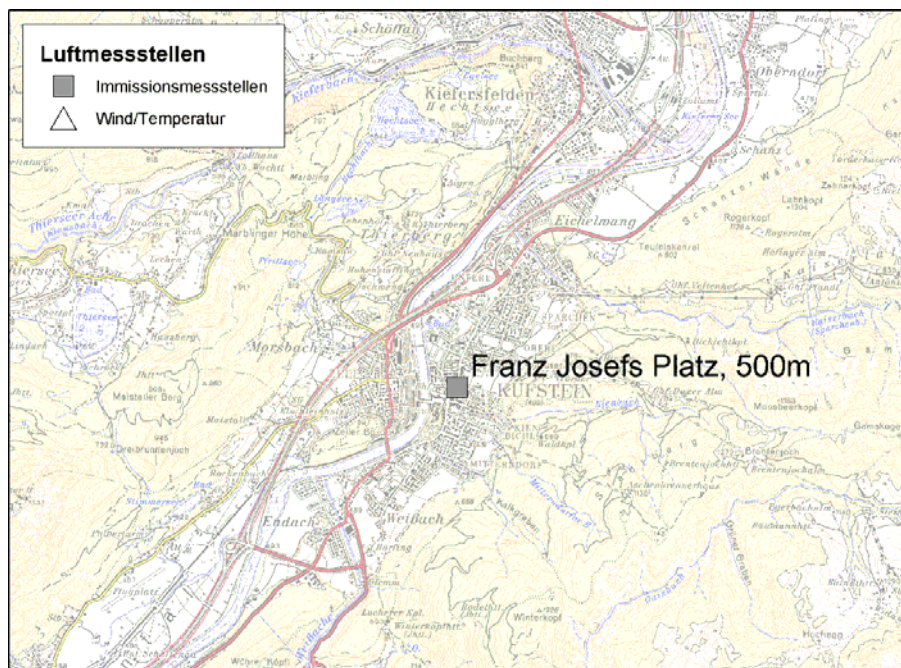


Abbildung 18: Luftgütemessstelle Kufstein

4.2.7 Meteorologische Messstellen

Für die vorliegende Studie werden Wind- und Temperaturdaten verwendet, die

- ✓ an den Ozonmessstellen Innsbruck Sadrach (Abbildung 7) und Karwendel West (Rosshütte) des Amtes der Tiroler Landesregierung
- ✓ den Messstellen Innsbruck Flughafen, Patscherkofel und Jenbach der ZAMG
- ✓ im Temperaturprofil Kellerjoch der NUA im Auftrag der BEG (Abbildung 19)

gemessen wurden (siehe Tabelle 8).

Die Temperaturmessung erfolgte in folgenden Höhengniveaus: 540 m (Talboden), 556 m, 584 m, 652 m, 710 m, 767 m, 849 m und 1341 m.

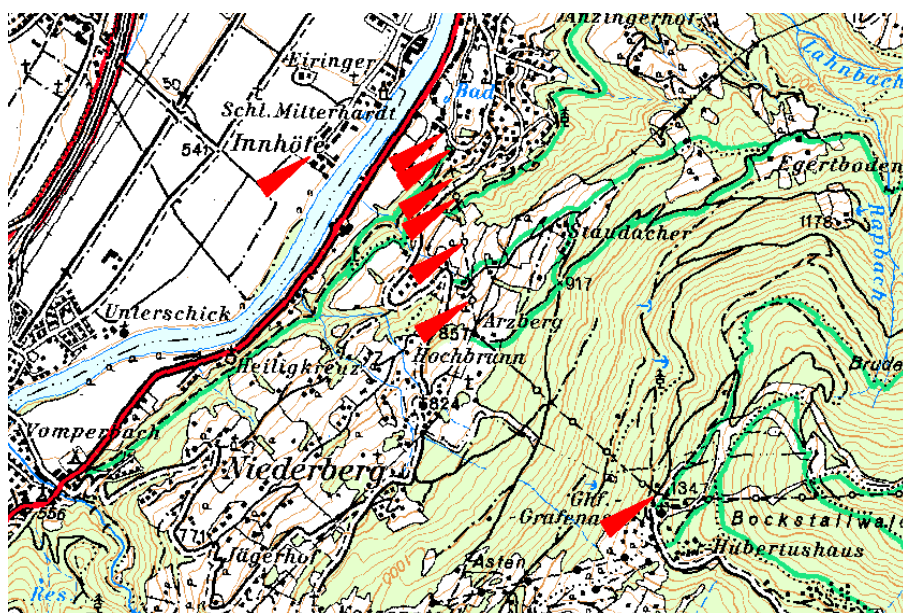


Abbildung 19: Messpunkte des Temperaturprofils Kellerjoch/Grafenaste

4.2.8 Angaben zu Probenahme- und Messmethoden

An allen Messstellen erfolgte die PM₁₀-Messung mittels kontinuierlicher PM₁₀-Geräte (FH62I-N) gemäß Messkonzept-VO zum IG-L (BGBl. II 344/2001) und EU-RL 1999/30/EG.

Gemäß Messkonzept-VO Anlage 1 wird an allen Tiroler PM₁₀-Messstellen ein *Standortfaktor 1,3* angewandt.

Der Standortfaktor zur Umrechnung kontinuierlicher in gravimetrie-äquivalenter PM₁₀-Werte ist gemäß Messkonzept-VO Anlage 1 abzuleiten (siehe auch Anhang 6), wobei bis Ende 2002 ein Default-Wert von 1,3 verwendet werden kann, soweit bis dahin keine stationsspezifischen Standortfaktoren vorliegen.

Im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung hat das Umweltbundesamt seit 2002 für Tiroler PM10-Messstellen Standortfaktoren ermittelt [FRÖHLICH 2003]. Die bereits vorliegenden Standortfaktoren lauten – jeweils für das ganze Jahr - berechnet als Median der Verhältnisse der TMW:

Innsbruck Zentrum: 1,35

Vomp A12: 1,47

Für Innsbruck Zentrum ergeben sich für den Sommer Faktoren zwischen 1,29 und 1,35, je nach Art der Berechnung (Verhältnis der TMW oder Regressionsgerade durch den Nullpunkt), im Winter 1,32 bis 1,36; für Vomp A12 im Sommer 1,37 bis 1,45, im Winter 1,47 bis 1,49. Für Innsbruck Reichenau liegt für den Sommer ein Faktor 1,32 vor; von den anderen Messstellen liegen noch keine ausgewerteten Daten der Parallelmessungen vor.

Der im Jahr 2002 angewandte Standortfaktor 1,30 bedeutet somit jedenfalls an den Messstellen Innsbruck Zentrum und Vomp A12 eine *Unterschätzung der PM10-Konzentration*. Bei gravimetrischer Messung wäre eine höhere PM10-Belastung, sowohl im Jahresmittel als auch was die Zahl der TMW über 50 µg/m³ betrifft, zu erwarten.

4.3 Bewertung der Datenlage

4.3.1 Luftqualitätsdaten

PM10-Messwerte des Untersuchungszeitraumes (Jahr 2002) liegen ausschließlich in Form der Daten der kontinuierlichen Messgeräte mit β -Absorption vor. Diese bieten aufgrund ihrer hohen zeitlichen Auflösung (HMW) eine unerlässliche Grundlage für die detaillierte Analyse der PM10-Immissionssituation anhand mittlerer Tagesgänge, Schadstoffwindrosen und Windgeschwindigkeitsabhängigkeiten.

Allerdings schränken die quantitativen Unsicherheiten der kontinuierlichen PM10-Messung deren Aussagekraft etwas ein, sodass gravimetrische PM10-Werte wünschenswert wären. Diese liegen nur in Form kurzer Messkampagnen im September und Oktober/November 2003 vor und sind u.U. wenig repräsentativ für längere Zeiträume.

Bei der chemische Charakterisierung von PM10 liegen – innerhalb des o.g. Rahmens gravimetrischer PM10-Messungen – nur insgesamt 10 Tage vor.

Die Anströmbarkeit der Messstelle Hall ist in Hinblick auf nahe gelegene hohe Bäume sowie auch die Schallschutzwand am Bahnhof Hall als eher unbefriedigend zu bewerten.

4.3.2 Emissionsdaten

Von der für PM10 wesentlichen Quelle **Verkehr** liegen aus dem Inntal sehr detaillierte Daten vor. Für alle Straßen im Untersuchungsgebiet mit Ausnahme von Forststraßen und Nebenstraßen sind in einer Datenbank Verkehrsstärken, untergliedert nach Fahrzeugkategorien verfügbar. Der Verkehr auf den in der Datenbank nicht berücksichtigten Straßen wurde über Mobilitätsstudien sowie über Angaben des Landes Tirol über den örtlichen Verkehr aller Tiroler Bezirke abgeschätzt.

Problematisch sind die Unsicherheiten bei den Nicht-Abgasemissionsfaktoren des Verkehrs. In einem Entwurf der EEA zu den Abriebemissionsfaktoren (Straßen-, Reifen- und Bremsenabrieb) wird deren Unsicherheit mit $\pm 50\%$ angegeben [CEPMEIP, 2003]. Noch deutlich unsicherer sind die Abschätzungen der verkehrsbedingten Wiederaufwirbelung. Hier schwanken die Literaturangaben der Emissionsfaktoren um beinahe eine Größenordnung.

Bei der Berechnung der Emissionen wurden daher die Abgas- und die Nicht-Abgasemissionen getrennt ausgewiesen.

Vom **Schieneverkehr** wurden von der ÖBB Emissionsfaktoren, Einsatzzeiten, Lastzustände sowie Type der im Verschub eingesetzten Lokomotiven zur Verfügung gestellt. Mit diesen Angaben konnten die Abgasemissionen im Verschub der Bahnhöfe Innsbruck, Hall und Wörgl mit ausreichender Genauigkeit berechnet werden. Zu den Abriebemissionen des Schienenverkehrs liegen kaum Literaturangaben vor, diese wurden daher nicht berücksichtigt.

Aus dem **Off-Road-Sektor** (Bauwirtschaft, mobile Geräte in der Industrie und der Land- und Forstwirtschaft) liegen keine Aktivitäts- und Emissionsdaten vor, die Emissionen können daher nur anhand gesamtösterreichischer Daten abgeschätzt werden.

Von der PM10-Quelle **Hausbrand** von Privathaushalten liegen für Innsbruck aus einer Erhebung des Vereins Energie Tirol sehr detaillierte Daten vor. Von den restlichen Bezirken waren nur der Brennstoffmix und die Bevölkerungsanzahl je Zählsprengel bekannt. Für eine genauere Berechnung der Hausbrandemissionen wäre eine vergleichbare Datenlage des gesamten Inntals wie sie bereits für Innsbruck besteht, wünschenswert. Auffallend ist allerdings der sehr niedrige Energieverbrauch in der Stadt Innsbruck verglichen mit gesamtösterreichischen Verbrauchszahlen. Hier wäre eine Überprüfung oder eine alternative Berechnungsweise z. B. über Aktivitätsdaten empfehlenswert.

Die Emissionen des **Gewerbes** durch den Raumwärmebedarf waren ebenfalls nur für Innsbruck detailliert zu ermitteln. Für die restlichen Bezirke konnten diese nur über die Anzahl der Arbeitsstätten abgeschätzt werden. Hier wäre eine Verbesserung der Datenlage wünschenswert. Eine weitere wesentliche Limitierung bei der Berechnung der PM10 Emissionen ist beim Hausbrand vor allem durch die Unsicherheit der Emissionsfaktoren von festen Brennstoffen gegeben.

Die Staubemissionen der **Industriebetriebe** konnten nur z.T. erhoben werden. Insbesondere bei den diffusen Emissionen, die v. a. in Brixlegg und Wörgl von Bedeutung sein dürften, bestehen erhebliche Wissenslücken. Für einen vollständigen Emissionskataster wären jedoch Jahresfrachten von Staub bzw. PM10 und von den Vorläufersubstanzen für sekundär gebildete Aerosole (SO₂, NO_x und organische Substanzen) aller größeren Betriebe notwendig.

Von **Abbaubetrieben** wurden vom Land Tirol die Jahrestonnen des abgebauten Gesteins und Schotters der größeren Betriebe im Inntal zur Verfügung gestellt. Angaben über die verschiedenen Arbeitsschritte, Bearbeitungsvorgänge und Tätigkeiten liegen jedoch keine vor. Somit konnten die Emissionen nur grob abgeschätzt werden. Erhebliche Ungenauigkeiten liegen hier vor allem bei den Emissionsfaktoren, die für diese Staubquellen mit sehr großen Unsicherheiten behaftet sind.

4.3.3 Meteorologische Daten

Die Temperaturmessstellen der ZAMG und des Amtes der Tiroler Landesregierung im Raum Innsbruck und das von der NUA betriebene Temperaturprofil Schwaz – Kellerjoch erlauben eine einigermaßen präzise Beurteilung des vertikalen Temperaturgradienten über dem Inntal. Als Schwachstellen sind anzuführen:

- im Höhenbereich zwischen Innsbruck Sadrach und Rosshütte stehen keine weiteren Temperaturmessungen zur Verfügung
- da Sadrach am Südhang der Nordkette gelegen ist, könnte lokale Überwärmung gegenüber Standorten am Talboden und in Gipfelniveau das Temperaturprofil verfälschen.

Bezüglich der Windmessungen, aber auch der Temperaturmessungen in Innsbruck wäre – neben Flughafen – eine weitere Messstelle im östlichen Stadtgebiet (etwa Reichenau) von Nutzen, da die Messungen am Flughafen u.U. nicht die kleinräumig variablen meteorologischen Bedingungen in Innsbruck wiedergeben, die durch die Einmündung des Wipptals in das Inntal kompliziert werden.

Die Windmessungen in Hall sind insofern als etwas problematisch zu bewerten, als sich in unmittelbarer Nähe des Windmastes Bäume von gleicher Höhe befinden.

4.4 Empfehlungen für weiterführende Untersuchungen

4.4.1 Ergänzende PM10-Messungen

Eine wesentliche Informationslücke der vorliegenden Statuserhebung stellt die PM10-Belastung jener Luft dar, welche aus dem Bayerischen Alpenvorland mit der tagesperiodischen Zirkulation in das Inntal transportiert wird. Temporäre gravimetrische PM10-Messungen an einem dafür geeigneten ländlichen Standort im Bereich vor dem Eingang des Inntals wären daher nützlich.

Keine Information liegt derzeit über die PM10-Belastung des Inntals oberhalb von Innsbruck vor. Dabei ist jener Bereich des Inntals mit breitem Talboden bis Haiming von Interesse, der von Luftmassenaustausch mit dem Unterinntal betroffen ist (da sich der Talboden des Inntals oberhalb von Haiming schluchtartig verengt, dürfte der oberhalb gelegene Teil nur eingeschränkt von Luftmassen aus dem Unterinntal erreicht werden; die Messstelle Imst dürfte nur für das relativ abgeschlossene Imster Becken repräsentativ sein). Es wird empfohlen, eine Vorerkundungsmessung für PM10 über zumindest ein Winterhalbjahr im Bereich zwischen Völs und Telfs durchzuführen.

Informationen über die chemische Zusammensetzung von PM10 liegen derzeit nur von 10 Tagen im Herbst 2003 vor. Insbesondere für eine bessere quantitative Abschätzung des Anteils sekundärer anorganischer Aerosole (Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat) wären umfangreichere PM10-Inhaltsstoffanalysen erforderlich.

Von erheblichem Interesse wäre auch eine detailliertere Untersuchung des mineralischen Anteils am PM10, um den Beitrag von Mineralrohstoffabbau, Baustellen, Wiederaufwirbelung und geogenen Quellen präziser eingrenzen zu können.

4.4.2 Emissionsmessungen

Die Abschätzungen der diffusen PM10-Emissionen unterliegen besonders hohen Unsicherheiten. Anstrengungen sollten unternommen werden, die diffusen Emissionen aus

- Mineralrohstoffabbau und Schüttgutumschlag (Steinbrüche, Schottergruben)
- Diffuse Emissionen der Bauwirtschaft (Aufwirbelung von unbefestigten Flächen, von Aushub- und Abbruchmaterial, Umschlag und Aufwirbelung von Baustoffen, etc.), und
- Industrie,

die möglicherweise einen erheblichen Beitrag zur PM10-Belastung im Inntal liefern, präziser zu erfassen.

Auch bei gefassten industriellen Quellen im Inntal liegen nur sehr lückenhafte Emissionsmessungen vor; eine Quantifizierung dieser Emissionen durch Messungen wird empfohlen.

4.4.3 Modellierung der PM10-Belastung

Das Inntal stellt aus mehreren Gründen eine sehr schwierige Situation zur Beurteilung der PM10-Belastung und ihrer Quellen dar:

1. hohe Emissionsdichten primärer Partikel und der Vorläufersubstanzen (NO_x) sekundärer Partikel auf engem Raum
2. sehr hohe räumliche Variabilität der Emissionsdichten sowohl längs als auch quer zum Tal
3. hohe Inversionshäufigkeiten und geringe Windgeschwindigkeiten bedeuten lange Verweilzeiten der Luft im Talbereich, wodurch Anreicherung, Umwandlung und Deposition u.U. eine große Rolle spielen.
4. unbekannter Beitrag des „Import“ primärer Partikel und der Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel aus dem Alpenvorland

Um die Aussagen der vorliegenden Studie zu erhärten bzw. zu ergänzen wird vorgeschlagen, die Schadstoffbelastung im gesamten Unterinntal mit einem Ausbreitungs- und Chemiemodell zu simulieren, welches sich auf räumlich disaggregierte Emissionen und die chemischen Umwandlungen sekundärer Aerosole auf der Zeitskala von einigen Tagen stützt.

Eine derartige Modellierung würde auch aufzeigen, welche Einflüsse die spezielle topographische und meteorologische Situation des Inntals auf die Immissionssituation ausübt und dass das Inntal bereits bei – im Gegensatz zu außeralpinen Räumen – moderaten Emissionen von hohen Schadstoffbelastungen betroffen ist.

5 STAUBEMISSIONEN

5.1 Österreichische Staubemissionen

Eine Abschätzung der gesamtösterreichischen Staubemissionen wurde im Jahr 2003 in UMWELTBUNDESAMT (2003), basierend auf WINIWARTER (2001), veröffentlicht.

Neben den Emissionen aus Verbrennungsprozessen, die noch relativ genau abgeschätzt werden können, wurden auch Emissionen aus mechanischen Prozessen sowie aus diffusen industriellen Quellen berücksichtigt. Letztere entstehen i.A. bei verschiedenen Materialmanipulationen wie z. B. bei Schneidprozessen, Schüttgutumschlägen, Prozessen mit flüssigen Metallen etc. oder bei Erosionsprozessen. Die Abschätzung der Höhe der diffusen Emissionen ist mit deutlich größeren Unsicherheiten behaftet, jedoch tragen diese bis zu etwa 50% zu den gesamten PM10-Emissionen bei.

Für die Jahre 1990, 1995, 2000 und 2001 wurden folgende Ergebnisse der PM10-Emissionen für Österreich ermittelt:

Tabelle 10: PM10-Emissionen in Österreich in 1000 Tonnen (ohne Wiederaufwirbelung durch den Verkehr)

	1990	1995	2000	2001
Energieversorgung	1,0	0,7	1,0	1,0
Kleinverbraucher	12,0	11,5	10,3	11,0
Industrie	19,5	19,6	20,7	20,1
Verkehr	6,3	7,4	8,2	8,7
Landwirtschaft	7,7	7,6	7,1	7,1
Sonstige	0,1	0,1	0,1	0,1
Summe	46,5	46,9	47,4	48,0

Die PM10-Emissionen sind seit dem Jahr 1990 von etwa 46.500 Tonnen auf 48.000 Tonnen gestiegen. Bei PM2,5 haben sich die gesamtösterreichischen Emissionen seit 1990 ebenfalls kaum verändert und betragen im Jahr 2001 etwa 27.800 Tonnen. Leicht zugenommen haben die Gesamtstaubemissionen (von 74.000 Tonnen im Jahr 1990 auf 79.700 Tonnen im Jahr 2001). Die Zunahme beim Gesamtstaub lässt sich auf Abriebemissionen (Bremsen, Reifenabrieb) des Verkehrs (wobei zu berücksichtigen ist, dass die Abschätzung die Abgas- und Abriebemissionen, nicht jedoch die Wiederaufwirbelung beinhaltet), bedingt durch den stark zunehmenden Schwerverkehr, zurückführen.

Aus den oben genannten Studien geht hervor, dass die bedeutendsten Quellgruppen für diffuse Emissionen der Umschlag von Schüttgütern in der Industrie, das Bauwesen und die landwirtschaftliche Feldbearbeitung sind, die sich gleichzeitig durch besonders hohe Unsicherheiten auszeichnen. Unter den nicht-diffusen Quellen ist die Verbrennung von Holz jene Quelle, welche die höchsten Partikelemissionen aufweist. Industrielle Punktemissionen können zwar lokal hohe Bedeutung haben, für die Summe Österreichs erweisen sie sich aber als weniger relevant.

5.2 Wesentliche Staubquellen im Inntal

Für das Untersuchungsgebiet wurde versucht, die PM10 Emissionen der wesentlichen Quellen in den Bezirken Innsbruck, Innsbruck Land, Kufstein und Schwaz zu berechnen. Mangels Emissionsdaten einiger Quellen (z. B. von Rohstoffabbaubetrieben, Holzverarbeitenden Betriebe, Baustellen, der Land- und Forstwirtschaft etc.) wurden diese aus gesamtösterreichischen Daten auf das Inntal umgelegt.

Die Abschätzung der PM10-Emissionen beschränkt sich auf bekannte anthropogene Quellen, biogene oder geogene Emissionen von PM10 (z. B. durch Gesteinsverwitterung oder Bodenabwehungen) oder von gasförmigen Vorläufersubstanzen (z. B. flüchtige organische Verbindungen aus Pflanzen und Bäumen) wurden mangels belastbarer Daten nicht berücksichtigt. Ebenso wenig konnten anthropogene Quellen berücksichtigt werden, von denen weder Aktivitätsdaten noch Emissionsfaktoren vorliegen, wie z. B. von offenen Feuern zur Verbrennung von Gartenabfällen oder landwirtschaftlichen Abfällen.

Es muss auch darauf hingewiesen werden, dass die Emissionsabschätzungen im Rahmen einer derartigen Studie nicht in dem Detaillierungsgrad durchgeführt werden können, der für einen vollständigen Emissionskataster des Untersuchungsgebietes notwendig wäre.

Da die Überschreitungen des PM10-Grenzwertes mit Ausnahme von Saharastaubereignissen ausschließlich während austauscharmer Inversionswetterlagen in den Wintermonaten auftraten, wurden in weiterer Folge nur Emittenten in den vier Bezirken des Untersuchungsgebietes berücksichtigt, die sich bis maximal 200 m über dem Talboden befinden, da Emittenten über der Inversionsschicht nur in einem sehr geringen Ausmaß zur Luftsituation unterhalb dieser beitragen. Die Abgrenzung der Höhe ergibt sich aus der mittleren Höhe der Inversion von etwa 170 m (siehe Kapitel 6.2).

5.2.1 Verkehr

5.2.1.1 Beschreibung der Berechnung der Verkehrsemissionen

Für das Autobahn-, Bundesstrassen- und Landesstraßennetz wurde vom Amt der Tiroler Landesregierung eine Datenbank zur Verfügung gestellt, in der für einzelne Abschnitte Verkehrsleistung - untergliedert nach Kraftfahrzeugkategorien, Längsneigung, durchschnittliche Geschwindigkeit und Verkehrssituation - angegeben sind. Insgesamt waren für die Gemeindegebiete, in denen der Untersuchungsraum liegt, folgende Straßenlängen mit Zähl Daten vorhanden:

Straßentyp	Datenbank
Autobahnen	120 km
Bundesstraßen	182 km
Landesstraßen	90 km

Demgegenüber wurden mit Hilfe eines GIS für das Untersuchungsgebiet folgende Straßenlängen ermittelt:

Straßentyp	GIS
Autobahnen	163 km
Bundesstraßen	185 km
Landesstraßen	314 km

Für Autobahnen und Bundesstraßen wurden die fehlenden Straßenstücke mit einem sich aus den vorhandenen Daten ergebenden durchschnittlichen DTV ergänzt.

Für den Bereich der Landesstraßen wurden zusätzliche, von der Fa. PLANALP zur Verfügung gestellte, Verkehrsleistungsdaten für 141 km Landesstraße (die sich allerdings teilweise mit den Daten aus der Datenbank überschneiden haben) eingearbeitet. Fahrleistungsdaten für insgesamt 190 km Landesstraßen, getrennt nach den Fahrzeugkategorien PKW und LKW, konnten somit abgedeckt werden. Für die übrigen Landesstraßenabschnitte wurde ein durchschnittlicher DTV aus den vorhandenen Daten abgeleitet.

Für den Bereich der Gemeindestrassen wurden von der Fa. PLANALP Jahresfahrleistungen, getrennt nach den Fahrzeugkategorien PKW und LKW, zur Verfügung gestellt. Diese Fahrleistungen wurden auf das Straßen- und Wegenetz der Gemeinden gleichmäßig verteilt.

Alle angegebenen Fahrleistungen ergeben sich aus einem Jahresdurchschnitt und gelten daher für den durchschnittlichen Wochentag (Mo – So).

Für die Berechnungen der Startzuschläge wurde aus der Mobilitätsanalyse 2002/2003 der Firma IMAD eine durchschnittliche Anzahl an Starts pro Tag und Einwohner abgeleitet [IMAD, 2003].

Ausgehend von den Verkehrsleistungsdaten wurden die Emissionsberechnungen durchgeführt.

Startzuschläge wurden nur für PKW und nur für die ortsansässigen Einwohner berücksichtigt.

Abgasemissionen für CO, CO₂, NO_x und PM₁₀

Die Verkehrsleistungen wurden mit Emissionsfaktoren aus dem „Handbuch der Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs in Österreich“, Version 1.1A, verschnitten [UMWELTBUNDESAMT, 1998].

Aus zwei Gründen kann die Berechnung der Abgasemissionen mit diesen Emissionsfaktoren von den tatsächlichen Emissionen abweichen:

Die Berechnungen wurden mit der aktuellen Version des Handbuchs der Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs in Österreich durchgeführt, derzeit vorliegende vorläufige Daten für die Neufassung des Handbuchs der Emissionsfaktoren (Version 2) lassen eine stärkere Änderung der Emissionsfaktoren für PM₁₀ bzw. NO_x erwarten:

PM₁₀- Emissionsfaktoren für schwere Nutzfahrzeuge (Verkehrszusammensetzung Schweiz) je nach Verkehrssituation:

Autobahn-Ø: ~ - 9 %

Außerorts-Ø: ~ + 10 %

Innerorts-Ø: ~ + 40 %

NOx¹¹- Emissionsfaktoren für schwere Nutzfahrzeuge (Verkehrszusammensetzung Schweiz) je nach Verkehrssituation:

Autobahn-Ø: ~ + 17 %

Außerorts-Ø: ~ + 56 %

Innerorts-Ø: ~ + 97 %

Weiter ist anzumerken, dass die angewendeten Emissionsfaktoren für Fahrzeuge in technisch einwandfreiem Zustand gelten. Bereits ein geringer Anteil technisch nicht einwandfreier Fahrzeuge kann sich deutlich auf die Gesamtemissionen auswirken. Aufgrund der nicht ausreichend abgesicherten Datenlage wird in der Berechnung der Abgasemissionen eine Erhöhung der Emissionen durch schadhafte Fahrzeuge nicht berücksichtigt (siehe auch Kapitel 14.1.2.1).

PM10 - Emissionen aus Reifen-, Brems- und Straßenabrieb

Für die Emissionen aus Reifen-, Brems- und Straßenabrieb wurden Emissionsfaktoren aus dem „Emission Inventory Guidebook“, Ausgabe August 2003 [CEPMEIP, 2003], nach der „Detailed Methodology“ herangezogen. Die Abhängigkeit der Emissionsfaktoren von der Fahrzeugkategorie und der Geschwindigkeit wurde berücksichtigt.

Die Unsicherheiten der Abriebemissionsfaktoren werden in CEPMEIP (2003) mit ±50% angegeben.

PM10 - Emissionen aus der Wiederaufwirbelung von Staub

In der Literatur sind unterschiedliche Berechnungsmethoden für die Gesamtemissionen des Straßenverkehrs zu finden, die mitunter stark voneinander abweichen. Um die Bandbreite der möglichen berechneten Emissionen darzustellen, wurden die Gesamtemissionen nach verschiedenen aktuellen Formeln bzw. Faktoren berechnet (LOHMEYER, 2001 und 2003; EMPA, 2003; RAUTERBERG & WULFF, 1998; EPA, 2000 und 2003).

Die Wiederaufwirbelungs-Emissionen des Straßenverkehrs werden durch Abzug der Abgas- und Abriebs-Emissionen von den derart berechneten Gesamtemissionen ermittelt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass jene Abgasemissionen abzuziehenden sind, die der Entwicklung der Formeln zur Berechnung der Gesamtemissionen zugrunde lagen (die nicht unbedingt mit den aktuell berechneten Abgasemissionen übereinstimmen).

Die Emissionsberechnungen anhand der verschiedenen Formeln und Faktoren führen zu Resultaten, die - mit Ausnahme der nach EPA (2000) und mit der Formel nach LOHMEYER (2001) mit konstanten Staubbefangungsfaktoren durchgeführten Berechnungen – alle in einem vergleichbaren Bereich liegen.

5.2.1.2 Ergebnisse der Emissionsberechnungen des Straßenverkehrs

Aus den oben angeführten Berechnungen ergeben sich die in Tabelle 11 angeführten Emissionen des Straßenverkehrs im Untersuchungsgebiet. Die Schwankungsbreite von 130-250 t/a der Emissionen aus der Wiederaufwirbelung von Straßenstaub ergibt sich aus den verschiedenen in der Literatur angegebenen Emissionsfaktoren (LOHMEYER, 2001 und

¹¹ Stickstoffoxide tragen zur Bildung von sekundären anorganischen Aerosolen bei, deren Emissionen sind daher auch für die PM10-Belastung von Bedeutung.

2003; EMPA, 2003; RAUTERBERG & WULFF, 1998; EPA, 2003). Die maximalen Emissionen von 500 t/a wurden mit der Formel nach US-EPA [EPA, 2000] berechnet, die für europäische Verhältnisse unrealistisch hohe Werte liefert (siehe z. B. WINIWARTER, 2001 oder LOHMEYER, 2001).

Tabelle 11: Aufteilung der PM10 Emissionen des Verkehrs

PM10 Emissionen	Verursacher
125 t/a	Emissionen PKW
72 t/a	Emissionen LKW
30 t/a	aus Reifenabrieb
20 t/a	aus Bremsenabrieb
39 t/a	aus Straßenabrieb
130 – 250 t/a (max. 500 t/a)	aus Wiederaufwirbelung von Straßenstaub
410 – 520 t/a	Gesamtemissionen Verkehr:

Eine Aufteilung der Emissionen auf Autobahnen, Bundes-, Landes- und Gemeindestraßen ist in Tabelle 12 dargestellt.

Tabelle 12: Aufteilung der Emissionen des Straßenverkehrs auf die verschiedenen Straßentypen im Untersuchungsgebiet

	Autobahn	Bundesstraßen	Landesstraßen	Gemeindestraßen
PKW Abgas	65%	10%	8%	17%
LKW Abgas	77%	10%	5%	8%
Abrieb	52%	18%	10%	20%
Wiederaufwirbelung	55-78%	12-19%	7-10%	3-16%

Wie Tabelle 12 zeigt, tragen die **Autobahnen im Inntal** zu etwa **65% der Abgasemissionen der PKW** und zu etwa **77% der Abgasemissionen der LKW** im Untersuchungsgebiet bei; bei den Abrieb- und Wiederaufwirbelungsemissionen ist der Anteil der Autobahnen mit etwas über 50% geringer.

Der auffallend hohe Anteil der **PKW-Abgasemissionen**, der mehr als 60% der gesamten Abgasemissionen beträgt, ergibt sich aus dem **hohen Anteil an Diesel-PKW** in Österreich. Bei den Neuanmeldungen von KFZ beträgt dieser bereits 75%; gemessen an der Fahrleistung entfallen in Österreich 50% auf Diesel-PKW.

Der Transitanteil bei den LKWs beträgt etwa 2/3 (Auskunft BMVIT), entsprechend entfallen unter der konservativen Annahme eines identen Emissionsverhaltens auf die Transit-LKW etwa 44 t/a PM10-Abgasemissionen. Dies entspricht etwa 25% der gesamten Abgasemissionen im Inntal.

5.2.1.3 Schienenverkehr

Die Berechnung der Emissionen aus dem Schienenverkehr beschränkt sich auf eine Erhebung der Abgasemissionen aus der Verschubtätigkeit in den Bahnhöfen Innsbruck, Hall in Tirol und Wörgl. Da dies die drei Bahnhöfe mit der umfangreichsten Verschubtätigkeit im Inntal sind und Dieselloks von den ÖBB mit Ausnahme von wenig frequentierten Anschluss-

bahnen nur im Verschub eingesetzt werden, erscheint diese Einschränkung gerechtfertigt zu sein.

Von den ÖBB wurden für die entsprechenden Bahnhöfe Einsatzzeiten von Dieseltriebfahrzeugen erhoben sowie die durchschnittliche Lastverteilung, die während dieser Einsatzzeiten auftritt.

Die PM10-Emissionen ergeben sich aus dem Gesamttreibstoffverbrauch mit dem Emissionsfaktor 0,68 g pro kg Treibstoff für die Dieselloks der Baureihen 2068 und 2067 (Auskunft ÖBB).

Für diese drei Verschubbahnhöfe berechnen sich die Emissionen mit den obigen Angaben zu:

1 t/a (PM10 Abgas-Emission Dieselloks im Verschub)

Davon fallen auf den Verschubbahnhof Innsbruck 0,43 t/a, auf Hall i.T. 0,43 t/a und auf Wörgl 0,2 t/a.

PM10 – Abriebsemissionen wurden aufgrund nicht vorhandener Emissionsfaktoren nicht berücksichtigt. Untersuchungen in der Schweiz zeigen jedoch, dass unmittelbar neben Geleisen mit starker Verschubtätigkeit die Zusatzbelastung bei PM10 durch Eisenoxide max. 2-3 µg/m³ beträgt [BUWAL, 2002].

Die Abriebsemissionen der vergleichsweise gering frequentierten Bahnhöfe im Inntal können daher vernachlässigt werden.

5.2.1.4 Flugverkehr

Der Flughafen Innsbruck Kranebitten befindet sich am westlichen Stadtrand von Innsbruck. Ein Beitrag zur PM10-Belastung durch den Flugverkehr kann nicht ausgeschlossen werden, allerdings ist eine Berechnung der Emissionen mangels entsprechender Emissionsfaktoren nicht möglich.

Für den Flughafen Zürich ergab eine Emissionsabschätzung für das Jahr 2000 PM10-Emissionen von 155 t/a [SAEFL, 2003]. Davon stammen nur 15% aus der Verbrennung von Flugtreibstoffen, 62% aus dem Landebahnabrieb und 23% aus dem Reifenabrieb. Das Passagieraufkommen ist in Zürich etwa 22 mal höher als in Innsbruck, die Anzahl der Flugbewegungen unterscheidet sich um einen Faktor von etwa 8. Offenbar werden in Innsbruck verglichen mit Zürich vermehrt kleinere Flugzeuge eingesetzt. Eine proportionale Umrechnung der PM10-Emissionen des Flugverkehrs in Zürich auf die Emissionen in Innsbruck ist demnach nicht möglich. Zur groben Abschätzung der Emissionen werden für den Flugverkehr in Innsbruck diese um einen Faktor von 15 niedriger angenommen. Daraus ergeben sich PM10 Emissionen durch den Flugverkehr von:

≈10 t/a (PM10 Emissionen Flugverkehr Innsbruck)

5.2.2 Hausbrand

Die Emissionen durch den Raumwärmebedarf der privaten Haushalte im Untersuchungsgebiet wurde mit dem vom Verein Energie Tirol zur Verfügung gestellten Emissionskataster (EMIKAT), der für die Stadt Innsbruck entwickelt wurde, berechnet. Da die in dem Berechnungsmodul verwendeten statistischen Daten der Wohnungen noch von dem Mikrozensus 1991 stammten, wurden die Ergebnisse der Emissionsberechnung mit Hilfe der aktuellen Mikrozensus-Daten aus 2001 korrigiert. Ebenso wurden die Emissionsfaktoren aktualisiert. Da die Emissionsfaktoren für feste Brennstoffe in neueren Studien [SPITZER, 1998] deutlich höher sind als die im EMIKAT verwendeten Faktoren, sind die berechneten Staubemissio-

nen ebenfalls erheblich höher verglichen mit den in INNSBRUCK (1998) veröffentlichten Daten. Die in dieser Studie verwendeten Emissionsfaktoren für den Hausbrand sind in Tabelle 13 angeführt.

Tabelle 13: Für die Berechnung der Hausbrandemissionen verwendeten Emissionsfaktoren für Staub in mg/MJ

Energieträger	Einzelöfen	Etagenheizkessel	Zentralheizung
Scheitholz	148	148	90
Scheitholz (Kachelofen)	148		
Hackgut trocken		148	90
Holz-Bricketts	148	148	90
Steinkohle	153	153	94
Steinkohle-Bricketts	153	153	94
Steinkohlenkoks	153	153	94
Braunkohle	153	153	94
Braunkohle-Briketts	153	153	94
Heizöl-extra leicht	0,5	0,5	0,5
Heizöl-leicht			2
Erdgas	0,05	0,05	0,05
Flüssiggas	0,05	0,05	0,05

Diese Emissionsfaktoren gelten strenggenommen für die Emissionen von Gesamtstaub, für PM10 wurden diese Faktoren mit 0,95 multipliziert (siehe Abbildung 3). Mit Hilfe dieser Daten wurden zunächst aktuelle Emissionen pro Zählsprenkel der Stadt Innsbruck berechnet.

Für die übrigen Gemeinden im Untersuchungsgebiet standen nur auf Zählsprenkel disaggregierte Daten über die Anzahl der Wohnungen und den verwendeten Brennstoff, jedoch keine Angaben über den Heizmittelbedarf zur Verfügung. Zur Berechnung der Hausbrandemissionen dieser Gemeinden wurde ein mittlerer Wärmebedarf von 200 kWh pro m² Wohnfläche und Jahr angenommen (persönliche Mitteilung Dr. Benke, Energieverwertungsagentur). Als mittlere Wohnungsgröße wurde aus Daten der Statistik Austria für Tirol 95 m² ermittelt. Daraus ergeben sich jährliche Emissionen von:

178 t/a (PM10 Emissionen Hausbrand Inntal)

Die vergleichsweise hohen Hausbrandemissionen ergeben sich aus dem hohen Anteil an Festbrennstoffheizungen von 18,5%, wobei der Anteil in Innsbruck Stadt mit 15% etwas geringer ist (Stand 1998), siehe Tabelle 14.

Tabelle 14: Aufteilung der Hausbrandemissionen nach Brennstoffen

Inntal gesamt	Anteil Heizungen	PM10-Emissionen Hausbrand [t/a]	Anteil PM10
Fernwärme	7,9%	0,1	0,1%
Heizöl	50,3%	2,1	1,2%
Holz	14,7%	149	83,7%
Kohle	3,8%	26,6	14,9%
Strom	7,8%	0	0%
Gas	13,8%	0,06	0%
Summe	100%	178	100%

Auffallend bei den Hausbrandemissionen in Innsbruck Stadt, die mittels EMIKAT berechnet wurden, ist der sehr niedrige durchschnittliche Energieverbrauch von nur 0,027 TJ pro

Wohnung und Jahr. Der durchschnittliche Verbrauch in Österreich beträgt etwa 0,07 TJ pro Wohnung und Jahr (entspricht 200 kWh/m² bei einer durchschnittlichen Wohnfläche von 95 m²). Dementsprechend sind die Hausbrandemissionen in Innsbruck deutlich niedriger als im restlichen Inntal.

5.2.3 Industrie und Gewerbe

Im Untersuchungsgebiet sind Emissionen der Sektoren Industrie und Gewerbe vor allem durch den Raumwärmebedarf, die Bauwirtschaft, den Mineralstoffabbau, verschiedene gefasste Quellen und mobile Quellen zu erwarten. Nachfolgend wird versucht, die Emissionen dieser Quellen aus den zur Verfügung stehenden Daten abzuschätzen.

5.2.3.1 Emissionen durch Raumwärmebedarf

Die Emissionen durch den Raumwärmebedarf des Gewerbes der Stadt Innsbruck wurden wie die Hausbrandemissionen mithilfe des EMIKAT-Modells berechnet. Da die Sonderauswertungen des Mikrozensus 2001 der Statistik Austria noch nicht verfügbar waren, basieren die berechneten Gewerbeemissionen auf den Daten des Mikrozensus 1991 und der Datenerhebung des Vereins Energie Tirol aus dem Jahr 1998.

Die im EMIKAT verwendeten Emissionsfaktoren für das Gewerbe sind plausibel und wurden daher nicht abgeändert. Mit diesem Modell wurden die Emissionen des Gewerbes für die Stadt Innsbruck berechnet. Um die Emissionen der anderen drei Bezirke im Untersuchungsgebiet abzuschätzen wurden diese über die Anzahl der Arbeitsstätten proportional errechnet. Für das Gewerbe ergeben sich demnach:

8,3 t/a (PM10 Emissionen durch den Raumwärmebedarf des Gewerbes)

5.2.3.2 Emissionen aus Abbau und Schüttgutumschlag

Im Inntal befinden sich 14 größere Abbaugelände für Kalkstein, Silikatschotter und Mergel in denen jährlich zusammen etwa 3.200.000 t Gestein und Schotter abgebaut werden. Die Emissionen dieser Betriebe wurden mithilfe der jährlichen abgebauten Gesteinsmenge und den in TRENKER (2001) angegebenen Emissionsfaktoren für Schüttgutumschlag berechnet. Diese Emissionsfaktoren umfassen alle Abbauschritte von der Gewinnung bis zum Abladen beim Endverbraucher. Mit diesen Daten ergeben sich für das Inntal jährliche Emissionen von:

590 t/a (180-780 t/a) diffuse Emissionen Schüttgutumschlag

In WINIWARTER (2001) und TRENKER (2001) werden die gesamtösterreichischen PM10-Emissionen durch den Abbau der oben angeführten Schüttgüter mit etwa 5.300 t/a angegeben. Da die abgebaute Menge an Kalkstein und Silikatschotter im Inntal etwa 10% des gesamtösterreichischen Abbaus beträgt, dürften die für das Inntal berechneten Emissionen daher in einem realistischen Bereich liegen.

Zu berücksichtigen sind allerdings die großen Unsicherheiten, die mit den Emissionsfaktoren für Schüttgüter verbunden sind. In TRENKER (2001) werden die jährlichen Emissionen durch den Umschlag von Kalkstein mit einer Bandbreite von 1.500 t bis 6500 t angegeben. Entsprechend wurde auch für die Emissionen der Betriebe im Inntal eine Bandbreite angegeben.

Auch ist die Depositionsgeschwindigkeit von den vergleichsweise groben Partikeln aus dem Gesteinsabbau sehr viel höher als z. B. von Dieselruß. Die Verweilzeit der Gesteinspartikel mit einer Größe um 10 µm in der Atmosphäre beträgt nur wenige Stunden, die von Partikel

<1 µm jedoch mehrere Tage. Auch befinden sich die Abbaugelände zumeist weit außerhalb der Städte im Untersuchungsgebiet. Der tatsächliche Beitrag zur PM10-Belastung an den Messstellen dürfte daher deutlich geringer sein, als die hohen Emissionen andeuten (siehe auch Kapitel 9.6)

5.2.3.3 Emissionen aus gefassten Quellen

In der Dampfkesseldatenbank, die am Umweltbundesamt geführt wird, sind 12 Betriebe aus dem Untersuchungsgebiet enthalten. Der Großteil der Betriebe verwendet Erdgas oder Heizöl leicht für verschiedene Prozesse, lediglich ein Betrieb verwendet Holzabfälle. Da in der Datenbank keine Angaben der Betriebe zu Staubemissionen und Betriebszeiten vorhanden sind, wurden diese über die Abgasmenge, die Wärmeleistung und den verwendeten Brennstoff abgeschätzt. Die Emissionen der mit Gas betriebenen Anlagen wurden vernachlässigt. Dementsprechend handelt es sich bei dieser Berechnung um eine Maximalabschätzung, die tatsächlichen Emissionen können z. B. bei nicht durchgehendem Betrieb deutlich niedriger sein. Von einigen Betrieben (Fernwärme Innsbruck, Hohenauer Gießerei, STRABAG Asphaltmischanlage) wurden vom Land Tirol Emissionserklärungen bzw. Emissionsmessungen von Staub zur Verfügung gestellt. Bei diesen Betrieben wurden die entsprechenden Werte verwendet. Um die PM10-Jahresfrachten zu berechnen, wurden die Staubemissionen mit einem Faktor von 0,9 multipliziert. Die Summe der PM10 Emissionen dieser Betriebe belaufen sich auf:

50 t/a (PM10 Emissionen der in der Dampfkesseldatenbank genannten Betriebe, sowie weiterer Betriebe, von denen Emissionserklärungen vorliegen; Maximalabschätzung)

Wesentliche Beiträge zu diesen Emissionen stammen aus einem Holzverarbeitenden Betrieb in Kundl.

Da bis Redaktionsschluss keine Emissionsmessdaten zu einem Spanplattenwerk in Wörgl verfügbar waren, dieses jedoch – wie Abbildung 20 zeigt – deutlich sichtbare Emissionen hat, wurde mit Hilfe der bescheidmäßig festgelegten Emissionsgrenzwerte eine Maximalabschätzung der PM10-Emissionen durchgeführt.



Abbildung 20: Abgasfahne eines Spanplattenwerkes in Wörgl¹²

Laut Genehmigungsbescheid beträgt der Ausstoß an Abluft ca. 44.000 m³/h. Sie wird mit einer Zyklonanlage gereinigt, wobei in der emittierten Abluft lt. Bescheid max. 120 mg/Nm³ Staub enthalten ist.

Für eine Produktionslinie gelten zusätzliche Auflagen mit davon verschiedenen Staubwerten. Da das Abluftvolumen dieser Teilströme nicht angegeben ist, können diese Informationen zur Abschätzung der Emissionen nicht berücksichtigt werden.

Die tatsächlichen Emissionen können mit den nachfolgenden Werten nicht wiedergegeben werden, dazu wären Emissionsmessungen notwendig, es kann jedoch eine Maximalabschätzung durchgeführt werden:

Die Anlage läuft im Dauerbetrieb. Für 120 mg/Nm³ Staub ergibt sich eine Jahresstaubfracht von 45,6 t/a (8640 h/a). Geht man davon aus, dass mit Zyklonanlagen Reduktionen auf maximal 60 mg/Nm³ Staub möglich sind, ergäbe sich eine Staubfracht von 22,8 t/a.

23 t/a (Maximalabschätzung der PM₁₀-Emissionen eines Spanplattenwerkes in Wörgl)

5.2.3.4 Emissionen aus Zementwerken

Im Untersuchungsgebiet im Inntal befinden sich zwei Zementproduktionsbetriebe, die allerdings keine Öfen betreiben, sondern ausschließlich Mahlwerke. Mit den in HACKL (2001) und den von den Firmen zur Verfügung gestellten Produktionsdaten können die jährlichen Gesamtstaub-Emissionen der beiden Betriebe in Kirchbichl und Eiberg mit etwa 24 t abgeschätzt werden. Der Anteil an PM₁₀ wird aus vergleichbaren Anlagen der Naturstein- und Keramikindustrie zu etwa 70% abgeschätzt [SZEDNYJ, 2003]:

17 t/a (PM₁₀-Emissionen aus Zementherstellung im Inntal)

¹² Photo Nagl

5.2.4 Brixlegg

Eine bedeutende lokale Staubquelle sind die Montanwerke Brixlegg, die einzige Kupferhütte in Österreich. In diesem Werk werden jährlich ca. 75.000 t Kupferkathoden und 45.000 t Kupferformate aus Kupferschrotten erzeugt. Als wesentliche Schadstoffe treten bei der Sekundärkupfererzeugung staubförmige Schwermetalle, SO₂, NO_x, Kohlenmonoxid und organische Schadstoffe auf. Die Konzentration von Schwermetallen im Staub kann bis zu 90% betragen [BAT-NF, 2001; UMWELTBUNDESAMT, 1999]. SO₂ entsteht periodisch beim Blasen im Konverter und kann beim Polen im Anodenofen freigesetzt werden.

Wesentliche gefasste Emissionsquellen der Montanwerke Brixlegg sind der Schachtofen, der Konverter, der Anodenofen und der Asarco-Ofen.

Mithilfe von Daten der Montanwerke konnten die gefassten Emissionen berechnet werden (Tabelle 15).

Tabelle 15: Jahresfrachten von Staub, Pb, Cd und SO₂ der gefassten Quellen der Montanwerke Brixlegg

Staub [kg/a]	Pb [kg/a]	Cd [kg/a]	SO ₂ [t/a]
2.970	317	10,4	40-80

Die obige Tabelle umfasst jedoch nur die gefassten Quellen, zu den Staubemissionen können aber auch diffuse Quellen beitragen. Bedeutende diffuse Quellen stellen Teile des Werksgeländes dar, von denen bei Befahren mit verschiedenen Transportfahrzeugen durch Wiederaufwirbelung Staub freigesetzt werden kann. Auch sind bei der Werkshalle, in der der Konverter, der Schachtofen und der Anodenofen stehen, Bereiche zu finden, die nicht geschlossen sind bzw. geschlossen werden können. Dadurch kann ebenfalls Staub in die Umgebungsluft gelangen. Diese diffusen Emissionen können jedoch kaum abgeschätzt werden, es ist aber wahrscheinlich, dass diese einen erheblichen Anteil an den Gesamtemissionen des Werkes haben.

5.2.5 Off-road-Sektor

Aus der Österreichischen Luftschadstoffinventur und PISCHINGER (2000) ist ersichtlich, dass in Österreich die PM₁₀-Emissionen von kraftstoffbetriebenen Geräten des Off-Road-Sektors ein mit den Abgas-PM₁₀-Emissionen des Straßenverkehrs vergleichbares Ausmaß haben.

Abbildung 21 zeigt die Anteile der verschiedenen Emittentengruppen an den PM₁₀ Emissionen.

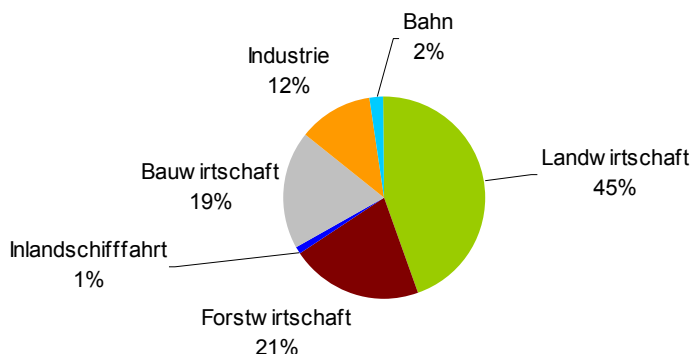


Abbildung 21: Anteil verschiedener Verursacherguppen an den Emission von kraftstoffbetriebenen Geräten des Off-Road-Sektors.

Etwa 2/3 stammen aus den Bereichen Land- und Forstwirtschaft, dabei zu mehr als 90% von den Traktoren. Die dieselbetriebenen Maschinen der Bauwirtschaft haben einen Anteil von 19%, die der übrigen Industrie von 12%. Die Emissionen der Bahn und der Schifffahrt sind im Vergleich dazu mit zusammen 3% vernachlässigbar gering.

Die vergleichsweise hohen Emissionen des Off-Road-Sektors sind darin begründet, dass die Emissionsgrenzwerte und spezifischen Emissionen von Fahrzeugen bzw. Geräten dieses Bereiches (Traktoren, Baumaschinen, mobile Geräte etc.) weitaus höher liegen als für Straßenfahrzeuge. Mit dem BGBl II 1999/185, das die EU-RL 97/68/EG umgesetzt hat, werden in zwei Stufen Emissionsgrenzen für mobile Maschinen und Arbeitsgeräte festgelegt. Allerdings entsprechen diese Emissionsgrenzen verglichen mit denen für SNF etwa denen von EURO 2 LKW. Die EURO 4 Grenzwerte sind um etwa eine Größenordnung niedriger.

Bei obiger Zuteilung zu den Verursacherguppen ist jedoch zu berücksichtigen, dass Traktoren der Land- und Forstwirtschaft nur selten in geschlossenen Ortschaften betrieben werden, Baustellen sich jedoch oftmals in oder nahe Wohngebieten befinden.

5.2.5.1 Emissionen der Bauwirtschaft

Zur Abschätzung der Emissionen der Bauwirtschaft wurden die gesamtösterreichischen Emissionen über das Verhältnis der Einwohnerzahlen des Untersuchungsgebietes im Inntal (360.000) zur Gesamtbevölkerung berechnet. Mit den diffusen Emissionen für Österreich, die lt. WINIWARTER (2001) 2947 t/a betragen ergeben sich für das Inntal:

132 t/a diffuse Emissionen Bauwirtschaft.

Die pyrogenen Emissionen wurden ebenso abgeschätzt, wobei die Emissionen für ganz Österreich PISCHINGER (2000) entnommen wurden. Diese betragen 857 t/a, für das Inntal ergibt dies:

38 t/a pyrogene Emissionen Bauwirtschaft

Da keine Daten über Ort und Dauer von größeren Baustellen im Inntal aus dem Jahr 2002 vorliegen, wurden die Emissionen nach Industriebeschäftigten pro Zählsprengel aufgeteilt. Aus rechentechnischen Gründen war eine genauere Aufteilung nicht möglich

5.2.5.2 Emissionen aus mobilen Quellen der Industrie

In PISCHINGER (2000) werden neben der Land- und Forstwirtschaft und der Bauwirtschaft auch mobile Quellen der Industrie als wesentliche Quelle von PM10-Emissionen genannt. Die gesamtösterreichischen Emissionen dieser Quellen betragen 530 t. Über das Verhältnis von Arbeitsstätten im Untersuchungsgebiet zu allen österreichischen Arbeitsstätten (2.900.000:174.000) ergeben sich die Emissionen zu:

31 t/a (PM10-Emissionen aus mobilen Quellen der Industrie)

Diese Emissionen wurden mittels GIS proportional nach Industriebeschäftigten pro Zählsprenkel aufgeteilt.

5.2.5.3 Land- und Forstwirtschaft

In WINIWARTER (2001) ist der Großteil der landwirtschaftlichen Emissionen auf diffuse Emissionen durch die Feldbearbeitung im Getreideanbau zurückzuführen. Eine Auswertung der Nutzungsarten des Untersuchungsgebietes im Inntal gemäß CORINE Landcover (1990) weist allerdings von den etwa 33.000 ha land- und forstwirtschaftlich genutzter Fläche nur 13 ha Ackerland aus; 15.000 ha sind Wald, der Rest Wiesen und Weiden. Gemäß Statistik Austria, Agrarstrukturerhebung 1999, umfassen Ackerflächen - mit Fruchtfolge - ca. 5000 ha (50 km²), d.h. ca. 11% der Fläche des Untersuchungsgebietes von 450 km². Staubemissionen durch Feldbearbeitung oder Winderosion von offenen Ackerflächen können daher vermutlich vernachlässigt werden.

Die Abgasemissionen der Traktoren der Landwirtschaft wurden mittels der in PISCHINGER (2000) angegebenen spezifischen Kraftstoffverbräuche für Wirtschaftsgrünland und extensives Grünland berechnet. Aus dem Vergleich der gesamtösterreichischen bewirtschafteten Wiesen (1.940.000 ha ergeben etwa 25% des Gesamtverbrauchs und damit 511 t Abgasemissionen von 1986 t Partikelemissionen aus landwirtschaftlichen Geräten) mit dem Inntal (15.000 ha) ergeben sich die PM10-Emissionen von Traktoren zu:

4,6 t (Abgasemissionen Traktoren)

Die Waldfläche im Untersuchungsgebiet beträgt etwa 15.000 ha. Nach PISCHINGER (2000) lassen sich die Emissionen der forstwirtschaftlichen Geräte aus dem Vergleich mit gesamtösterreichischen Daten (946 t Partikelemissionen auf 3.774.000 ha Waldfläche) lassen sich die Emissionen durch die Forstwirtschaft wie folgt angeben:

3,76 t (Abgasemissionen forstwirtschaftliche Geräte)

Für die räumliche Darstellung der Emissionen sowie der Zuteilung zu Gemeinden wurden die Emissionen der Land- und Forstwirtschaft auf gleichmäßig auf die Wiesen und Weiden bzw. Wälder im Untersuchungsgebiet aufgeteilt.

5.2.6 Summe der PM10 Emissionen im Inntal

In Tabelle 17 und in Abbildung 22 sind die jährlichen Emissionen und die Emissionen an einem Wintertag der bekannten und quantifizierbaren Quellen der Gemeinden im Untersuchungsgebiet im Inntal angegeben.

Um die PM10-Emissionen an einem typischen Werktag im Winter zu berechnen, wurden die entweder als Jahresfracht oder als durchschnittliche Emissionen eines Tages (z. B. beim Verkehr) vorliegenden Emissionsdaten mit den in Tabelle 16 angegebenen Faktoren umgerechnet.

Tabelle 16: Umrechnungsfaktoren zwischen jährlichen Emissionen und den Emissionen an einem Werktag im Winter

Quelle	Umrechnungsfaktor Jahr => Werktag Winter	Jahresgang	Wochengang
Straßenverkehr PKW	1 / 365	kein Jahresgang	auf Autobahnen am Wochenende höher, innerorts niedriger
Straßenverkehr LKW	1,3 / 365	kein Jahresgang	gemäß Zählstellen LKW 1,28, SNF 1,37
Nichtabgasemissionen	1,15 / 365	kein Jahresgang	Mittelwert PKW und LKW
Schienenverkehr	1 / 365	kein Jahresgang	kein Wochengang ¹³
Flugverkehr	1 / 365	kein Jahresgang	kein Wochengang
Raumheizung Haushalte	1,9 / 365	im Winter um 1,9 höher (Energiestatistik Klagenfurt)	kein Wochengang
Raumheizungen Gewerbe + Industrie	1,7 / 365	im Winter um 1,7 höher (Energiestatistik Klagenfurt)	kein Wochengang
Industrie	1 / 365	kein Jahresgang	kein Wochengang (durchgehender Betrieb)
Zementwerke	1 / 365	kein Jahresgang	kein Wochengang (durchgehender Betrieb)
Mineralrohstoffabbau	0,66 / 200	Minderungsfaktor 0,66 (zeitweise Schneedecke) im Winter	200 Arbeitstage
Bauwirtschaft	0,66 / 240	Minderungsfaktor 0,66 eingeschränkte Tätigkeiten im Winter	240 Arbeitstage
Landwirtschaft	1 / 500	stark eingeschränkte Tätigkeiten im Winter	kein Wochengang
Forstwirtschaft	1 / 200	kein Jahresgang	200 Arbeitstage pro Jahr

Mit diesen Umrechnungsfaktoren ergeben sich die in Tabelle 17 angegebenen Emissionen an einem Wintertag.

¹³ eingeschränkte Einsatzzeiten am Wochenende (fällt quantitativ kaum ins Gewicht)

Tabelle 17: PM10 Emissionen nach Verursacherguppen. Grau unterlegt sind Emittenten mit sehr hoher Unsicherheit

	Jahresemission (t/Jahr)	%	Emission pro Wintertag (kg/d)	%
Straßenverkehr Abgas PKW	125	11	340	9
Straßenverkehr Abgas LKW	72	7	256	7
Straßenverkehr Abrieb	89	8	280	8
Straßenverkehr Aufwirbelung	130-250 (max 500)	12	410- 780 (max. 1570)	11
Summe Straßenverkehr	410 bis 520 (max. 744)	38	1280 bis 1650 (max. 2440)	35
Schieneverkehr (Abgas)	1	<1	3	<1
Flugverkehr Innsbruck	10	1	27	1
Hausbrand	177	16	920	25
Gewerbe	8	1	39	1
Industrie, Punktquellen	90 (davon Brixlegg 3, Zementwerke 17, Spanplattenwerk Wörgl 23)	7	260	5
Industrie, mobile Quellen	31	3	85	2
Industrie, diffuse Quellen	unbekannt	?	unbekannt	?
Mineralrohstoffabbau	min. 180(max. 780)	16	min. 600 (max. 2600)	16
Bauwirtschaft	170	16	466	13
Landwirtschaft	5	1	10	<1
Forstwirtschaft	4	<1	19	1

Bei den Angaben in Tabelle 17 ist zu berücksichtigen, dass die Abgasemissionen des Straßenverkehrs sowie mobiler Quellen in Industrie, Bauwirtschaft und Landwirtschaft eine untere Grenze darstellen, da davon ausgegangen wird, dass die Fahrzeuge in technisch einwandfreiem Zustand sind.

In Abbildung 22 und in allen weiteren Auswertungen werden bei jenen Emittenten, deren Emissionsabschätzung erheblichen Unsicherheiten unterliegt – dies sind die Wiederaufwirbelungsemissionen des Verkehrs [LOHMAYER, 2003] und der Rohstoffabbau - die untere Grenze des Unsicherheitsbereichs dargestellt wird, welche als realistischere Abschätzung bewertet wird als die höheren Angaben.

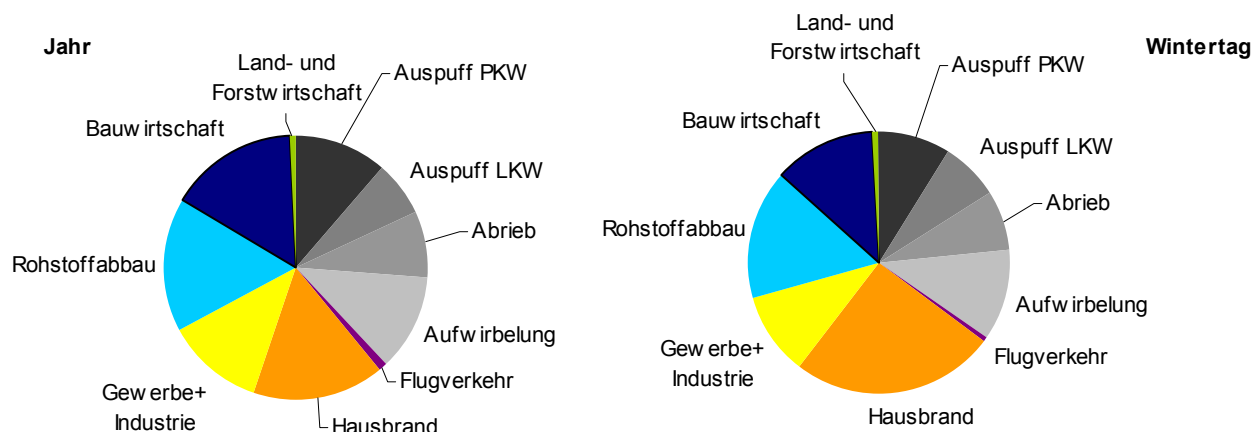


Abbildung 22: PM10 Emissionen nach Verursachergruppen für ein Jahr und einen Wintertag. Im Sektor Gewerbe und Industrie wurden die gefassten und mobilen Quellen sowie der Raumwärmebedarf zusammengefasst

5.2.7 Aufteilung der Emissionen auf die Gemeinden im Untersuchungsgebiet

Mittels GIS wurden die Emissionen des Verkehrs und des Hausbrandes je Gemeinde aufgeteilt nach Verursachergruppen ermittelt und in Anhang 8 dargestellt. Von den anderen Quellen (Bauwirtschaft, Land- und Forstwirtschaft, mobile Quellen Industrie) liegen keine Daten vor, die eine räumliche Disaggregation mit hinreichender Genauigkeit ermöglichen, bzw. kann eine genaue Verortung aus Datenschutzgründen nicht erfolgen (Mineralrohstoffabbau, Punktquellen Industrie).

In Abbildung 23 sind die Verkehrsemissionen (ohne Wiederaufwirbelung), in Abbildung 24 die Hausbrandemissionen und in Abbildung 25 die Gesamtemissionen aller Emittenten im Untersuchungsgebiet an einem Wintertag dargestellt.

5.2.8 Resümee

Die vorliegenden Berechnungen und Abschätzungen der PM10.-Emissionen im Inntal ergeben im Jahresmittel etwa 40% der Emissionen aus dem Verkehr, 16% aus dem Hausbrand, 12% aus Gewerbe und Industrie (gefasste Quellen), 16% Bauwirtschaft und 17% aus dem Rohstoffabbau. Keine Informationen liegen über diffuse Emissionen der Industrie vor.

Dabei wurden für die mit besonders hohen Unsicherheiten behafteten Emissionen aus Wiederaufwirbelung und Mineralrohstoffabbau die niedrigsten Abschätzungen der verfügbaren Modelle verwendet.

Im Winter erhöht sich der Anteil des Hausbrandes auf etwa 25%; an einem Werktag im Winter liegt der Anteil des Straßenverkehrs bei ca. 35%, jener von Gewerbe und Industrie (gefasste Quellen) bei 10%, der Bauwirtschaft bei 13%, des Mineralrohstoffabbaus bei 16%.

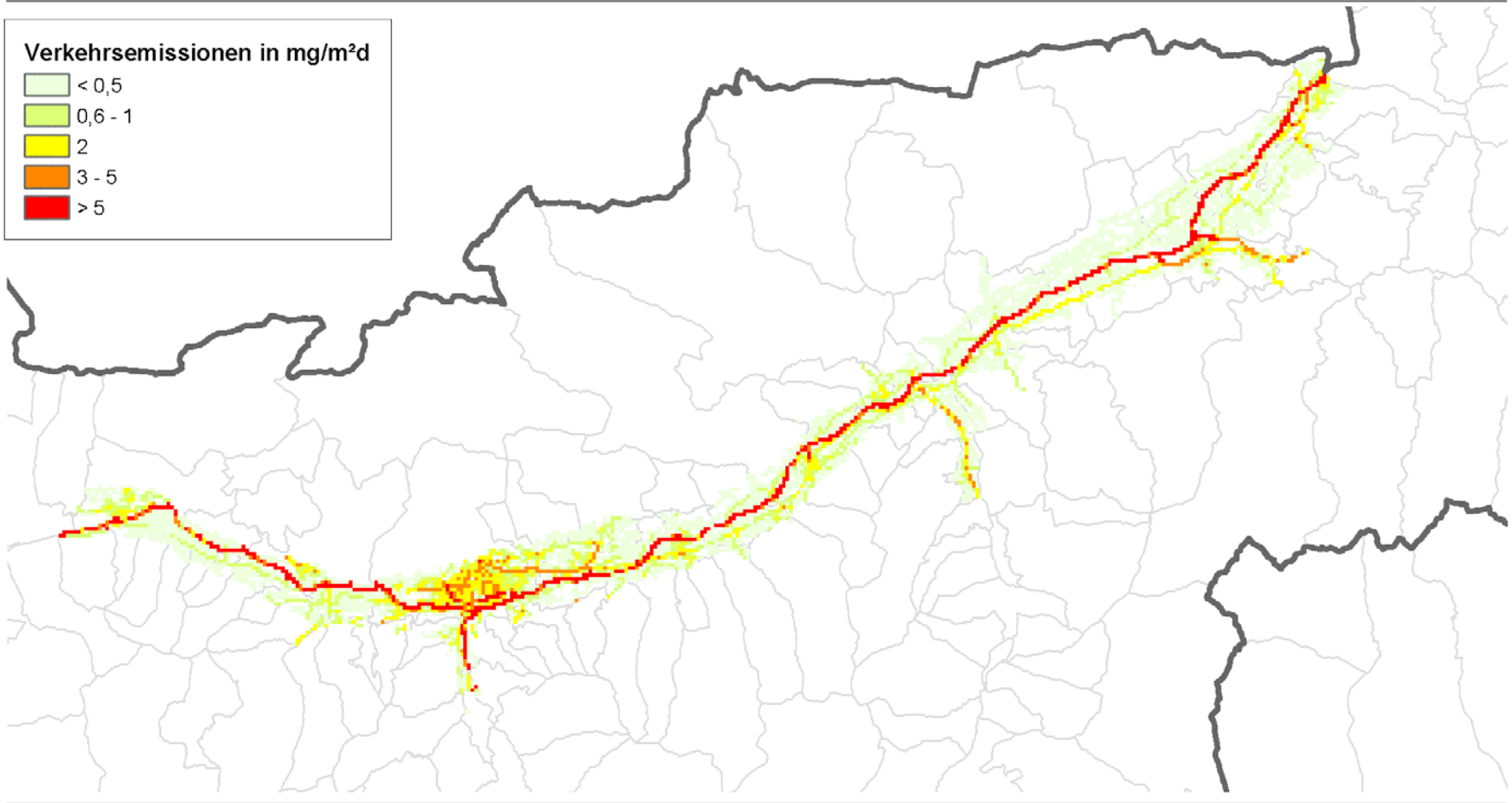


Abbildung 23: Verkehrsemissionen an einem Wintertag im Untersuchungsgebiet (Abgas und Abrieb, ohne Wiederaufwirbelung) in mg/m²d

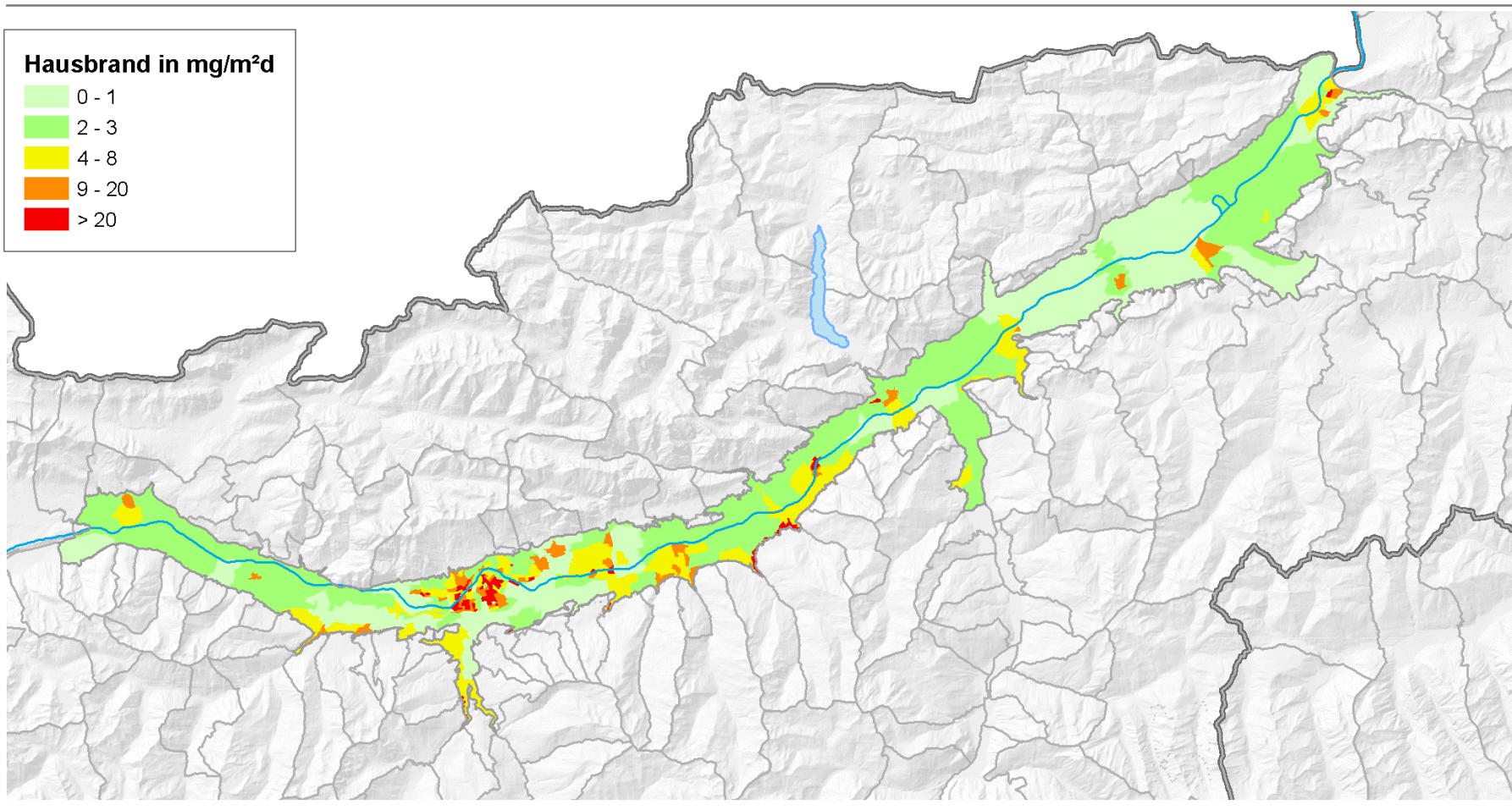


Abbildung 24: Hausbrandemissionen an einem Wintertag im Untersuchungsgebiet in mg/m²d, disaggregiert nach Zählsprenkel (die hohen Emissionsdichten am Rand einzelner Gemeinden im Untersuchungsgebiet sind Artefakte, die durch die Zuordnung der Gesamtemissionen dieser Gemeinden zu ihrem kleinen Gebietsanteil am Untersuchungsgebiet entstehen).

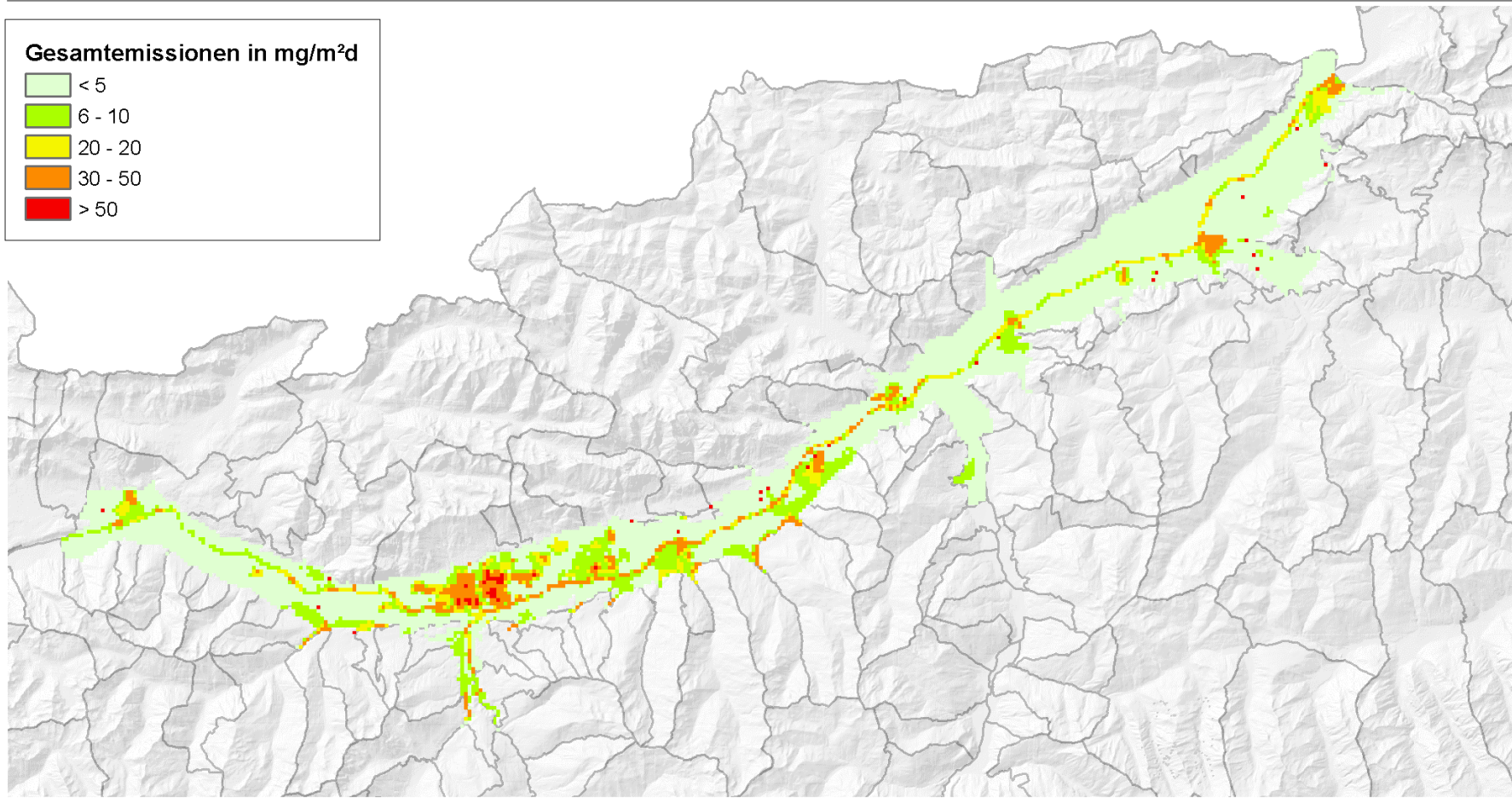


Abbildung 25: Gesamtemissionen aller Verursacherguppen im Untersuchungsgebiet an einem Wintertag in mg/m²d (die hohen Emissionsdichten am Rand einzelner Gemeinden im Untersuchungsgebiet sind Artefakte, die durch die Zuordnung der Gesamtemissionen dieser Gemeinden zu ihrem kleinen Gebietsanteil am Untersuchungsgebiet entstehen)

6 DIE METEOROLOGISCHE SITUATION

6.1 Windverhältnisse

Der Wind wird im Inntal entsprechend der Talrichtung kanalisiert und weist – ausgenommen jene Fälle, bei denen die synoptische (großräumige) Strömung mit hoher Windgeschwindigkeit zum Boden durchgreift (Frontdurchgänge, Föhn) einen tagesperiodischen Wechsel auf.

Diese sog. thermotopographische Zirkulation wird durch Taleinwind (Nordostwind) mittags bis nachmittags und Talauswind (Südwestwind) nachts bis vormittags bestimmt.

Da die Hänge über den Tälern in Relation zum Luftvolumen über dem Tal eine wesentlich größere Fläche zur Aufnahme von Wärme aus Sonneneinstrahlung besitzen, als dies über dem außeralpinen Flachland der Fall ist, wärmt sich die Luft über den Alpen stärker auf als im Alpenvorland. Daher strömt erwärmte Luft an den Hängen hinauf und in die Täler ein. Nachts führt die Abkühlung der Luft zum Abfließen kälterer Luft entlang der Hänge abwärts bzw. die Täler hinaus [u. a. VERGEINER 1983].

Die vom Amt der Tiroler LR im Unterinntal betriebenen Messstellen zeigen sowohl hinsichtlich der Windrichtungsverteilung als auch der Häufigkeit von Kalmen (Windgeschwindigkeiten unter 0,5 m/s, die für die Schadstoffausbreitung besonders ungünstig zu bewerten sind) lokal bedingte Unterschiede.

Wörgl weist ca. gleich häufigen Talein- und Talauswind und eine Kalmenhäufigkeit von 28% auf; in Brixlegg ist Taleinwind etwas häufiger als Talauswind, die Kalmenhäufigkeit beträgt 26%. Besser „durchlüftet“ ist Vomp A12 mit einer Kalmenhäufigkeit von nur 20%; Die Windrichtungsverteilung zeigt hier überwiegend Taleinwind; zusätzlich zum Talauswind des Inntals tritt hier auch eine Querwindkomponente von Süden auf, die durch Föhn, möglicherweise auch durch Hangaufwind an der Talnordseite bedingt ist. Hall i.T. weist ganz überwiegend Taleinwind bei einer Kalmenhäufigkeit von 37% auf. Bisweilen wird in Hall auch nachts Ostwind beobachtet, der sich einer schlüssigen Interpretation entzieht.

Talauswind macht im Jahresmittel einen längeren Zeitraum aus als Taleinwind, allerdings ist die Windgeschwindigkeit niedriger, sodass in den Windrosen (Abbildung 31) ein Teil des Talauswindes unter Kalmen fällt und somit nicht dargestellt wird.

Die mittleren Tagesgänge der Windrichtung für 2002 zeigen in Innsbruck Flughafen einen Wechsel von Westsüdwestwind auf Ostsüdostwind um ca. 11:00 und wieder auf Südwest um 21:00. Andere Messstellen wie Vomp, Kufstein und Jenbach zeigen bei der Mittelbildung keinen klaren Übergang zwischen Talaus- und Taleinwind.

Die mittleren Tagesgänge der Windgeschwindigkeit weisen Innsbruck Flughafen – aufgrund einer Lage in offenem Gelände – als windiger aus als die anderen Messstellen im Unterinntal. Die Windgeschwindigkeit liegt nachts um 1,7 m/s und steigt bis zum Abend auf 3,5 m/s an, um zwischen 17:00 und 20:00 relativ rasch wieder unter 2 m/s zu sinken. An den anderen Messstellen im Inntal ist ein ähnlicher Tagesgang zu beobachten, wobei in der Regel das Geschwindigkeitsmaximum bereits früher, meist zwischen 13:00 und 16:00, auftritt. Dabei weist Jenbach nachts 1,0 bis 1,4 m/s, nachmittags bis 3 m/s auf, Vomp nachts 0,7 bis 1,0 m/s und nachmittags bis 1,2 m/s.

6.2 Ausbreitungsbedingungen und Inversionshäufigkeiten

Zur Beurteilung der Ausbreitungsbedingungen eignen sich die Mischungshöhe¹⁴ und der vertikale Temperaturgradient.

Der vertikale Temperaturgradient entscheidet wesentlich über den vertikalen Luftaustausch und damit über die Verdünnung von Schadstoffen.

Liegt der vertikale Temperaturgradient – d.h. die Abnahme der Temperatur mit der Höhe – über dem adiabatischen¹⁵ oder neutralen Gradienten (welcher vertikalen Austausch weder forciert noch hemmt), so spricht man von labiler Schichtung, die vertikalen Austausch begünstigt; liegt die Abnahme der Temperatur mit der Höhe unter dem adiabatischen Gradienten, so spricht man von stabiler Schichtung, die vertikalen Austausch hemmt. Verändert sich die Temperatur mit der Höhe nicht, so spricht man von Isothermie, nimmt sie sogar mit der Höhe zu, von Inversion. Isothermie und Inversion stellen Fälle sehr stabiler Schichtung dar.

Der neutrale Temperaturgradient liegt je nach Feuchteverhältnissen zwischen dem trocken-adiabatischen Temperaturgradienten (ca. 1°C/100 m) und dem feuchtadiabatischen Temperaturgradienten (ca. 0,6°C/100 m); bei feuchtadiabatischen Verhältnissen spielen Kondensationsprozesse eine Rolle. Eine Statistik der Feuchteverhältnisse über dem Inntal liegt nicht vor. Da winterliche Hochdruckwetterlagen mit stark erhöhter PM10-Belastung mit hohen relativen Feuchten in Bodennähe verbunden sind, kann angenommen werden, dass feuchtadiabatische Verhältnisse deutlich überwiegen. Bei einer Gewichtung feuchtadiabatischer Verhältnisse mit 75% gegenüber trockenadiabatischen mit 25% wird daher für die Analyse der atmosphärischen Stabilität ein Temperaturgradient von 0,7°C/100 m als „neutral“ angenommen.

Die Bewertung der Ausbreitungsbedingungen stützt sich im folgenden auf den vertikalen Temperaturgradienten über dem Inntal, der anhand des Temperaturprofils Kellerjoch bei Schwaz [NUA, THUDIUM, 2001] ausgewertet wird.

Das Temperaturprofil umfasst an der Südseite des Inntals Messstellen am Talboden (540 m) sowie in 556 m, 584 m, 652 m, 710 m, 767 m¹⁶, 849 m und 1341 m.

In Tabelle 18 wird die Häufigkeitsverteilung der Temperaturgradienten zwischen dem Talboden und 710 m, 849 m bzw. 1341 m sowie zwischen 584 und 849 m sowie zwischen 710 m und 1341 m angegeben, bezogen auf das Jahr 2002 unter Ausschluss der Zeiträume von 2.7. bis 28.8. (Ausfall aller Temperatursensoren von 556 m bis 849 m) sowie von 19.10. bis 6.11. (Ausfall der Sensoren in 710 m und 849 m). Tabelle 19 zeigt die entsprechende Auswertung für die Wintermonate (Jänner – März, Oktober - Dezember).

Über das Jahr treten bodennahe Inversionen (unterhalb 710 m, d.h. 170 m über Talboden) in 39% der Zeit auf. Abgehobene Inversionen zwischen 584 m und 849 m (d.h. 40 bis 310 m über Boden) in 34% der Zeit, oberhalb von 710 m (170 m über Talboden) in 11% der Zeit.

¹⁴ Die Mischungshöhe gibt jene Höhe über Boden an, bis zu welcher in Folge thermischer oder mechanischer Turbulenz Durchmischung der bodennahen Luftschicht erfolgt; sie stellt eine Abschätzung jenes Luftvolumens dar, in welchem am Boden emittierte Schadstoffe verdünnt werden können.

¹⁵ Als „adiabatisch“ werden atmosphärische Prozesse bezeichnet, bei denen es zu keinem Energieaustausch kommt. Bei adiabatischen Vertikalbewegungen verändern sich Druck und Temperatur der Luft nach bestimmten Gesetzmäßigkeiten, wobei Phasenübergänge von Wasser (feuchtadiabatische Verhältnisse) speziell berücksichtigt werden müssen.

¹⁶ dieser Messpunkt wird wegen lokaler Beeinflussung nicht in die Auswertungen einbezogen [THUDIUM 2001/1]

Tabelle 18 Häufigkeitsverteilung von Temperaturgradienten über dem Inntal, Profil Kellerjoch, aus Basis von Viertelstundenmittelwerten, Jahr 2002

	540 m – 710 m	540 m – 849 m	540 m – 1341 m	584 m – 849 m	710 m – 1341 m
unter -2°C	20%	16%	10%	16%	3%
-2°C bis 0°C	19%	16%	11%	18%	8%
0°C bis 2°C	43%	42%	18%	44%	15%
über 20°C	40%	47%	77%	38%	79%

Im Winter sind Inversionen häufiger und treten in den unteren 170 m über Talboden während 51% der Zeit auf, zwischen 40 m und 310 m über Boden in 49% der Zeit, oberhalb 170 m über Talboden in 18% der Zeit.

Tabelle 19: Häufigkeitsverteilung von Temperaturgradienten über dem Inntal, Profil Kellerjoch, aus Basis von Viertelstundenmittelwerten, Winter 2002

	540 m – 710 m	540 m – 849 m	540 m – 1341 m	584 m – 849 m	710 m – 1341 m
unter -2°C	27%	24%	17%	24%	5%
-2°C bis 0°C	24%	21%	16%	25%	13%
0°C bis 2°C	27%	27%	14%	25%	12%
über 20°C	33%	41%	68%	36%	71%

Umfassendere Auswertungen der Temperaturprofilaten [THUDIUM, 2001] zeigen, dass Inversionen über dem Inntal im Mittel eine Höhe von 170 m über Boden erreichen; dies entspricht ungefähr der Geländekante der Talschulter, unterhalb derer sich das Inntal verengt und unterhalb derer bei stabiler Schichtung Kaltluft akkumuliert.

Abbildung 26 zeigt eine typische Inversionswetterlage, die zu einer Konzentration von Luftschadstoffen in Bodennähe führt. Deutlich zu erkennen ist die Verfärbung der untersten Luftschicht.



Abbildung 26: Schadstoffanreicherung in Bodennähe bei Inversionswetterlage im Inntal (Foto: Dionys Schatzer, Tiroler LR)

6.3 Monatsweiser Überblick über die Witterung

Das Jahr 2002 war im Großteil Österreichs außerordentlich warm und sehr niederschlagsreich. Die Jahresmitteltemperatur lag um 1,0 bis 1,5°C über dem Mittelwert der Klimaperiode 1961-1990. Im Süden und Osten Österreichs wies das Jahr 2002 die dritthöchste Jahresmitteltemperatur – nach 1994 und 2000 – seit Beginn der Messung auf; in Innsbruck wurde die höchste Jahresmitteltemperatur seit 100 Jahren gemessen.

Niederschlagsmengen im Bereich des Klimamittelwerts 1961-90 oder leicht darunter wurden zwischen Unterkärnten und dem Südburgenland, in Vorarlberg und im westlichen Tirol registriert, in Innsbruck 104%. Außerordentlich hoch waren die Regenmengen im Oberösterreichischen Donauraum, im Mühl- und Waldviertel mit 150 bis 180% des langjährigen Mittels, wobei vielerorts der höchste Jahresniederschlag seit Beginn der Messungen erfasst wurde.

Der Jänner 2002 war im Nordalpenbereich sehr kalt, in Innsbruck lag die Monatsmitteltemperatur $-1,8^{\circ}\text{C}$ unter dem Klimamittel; im Osten und Süden dagegen sehr warm. Die Niederschlagsmengen waren extrem niedrig, z. B. fiel in Lienz kein Niederschlag, in Innsbruck 18% des langjährigen Mittelwerts. Bis 19.1. herrschten Hochdruck- bzw. gradientschwache Wetterlagen vor, danach West- bzw. Südwestwetterlagen.

Februar bis Juni waren überdurchschnittlich warm. Die Temperaturabweichung vom Klimawert betrug in Innsbruck im Februar $+5,0^{\circ}\text{C}$. Im Februar fielen nördlich des Alpenhauptkamms überdurchschnittliche, in Nordtirol durchschnittliche Regenmengen (Innsbruck 84% des Klimawerts), während der Süden weiterhin sehr trocken war. Verantwortlich für das milde Wetter war das häufige Auftreten von Südwest- bis Nordwestlagen ab 20.1. bis 3.2., Hochdrucklagen blieben fast völlig aus.

Im März setzte sich das warme Wetter fort (Innsbruck $+3,3^{\circ}\text{C}$ gegenüber dem Klimawert), wengleich ab 23.3. eine Nordlage unterdurchschnittliche Temperaturen brachte. Bis 22.3. wechselten West- und Hochdrucklagen häufig ab. Mit 258% des langjährigen Mittels war der März in Innsbruck extrem niederschlagsreich.

Annähernd durchschnittliche Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse traten im April in Nordtirol auf, während der Mai wieder sehr warm (Innsbruck $+2,5^{\circ}\text{C}$ gegenüber dem Klimawert) und relativ trocken (78% der durchschnittlichen Niederschlagsmenge) war. Das extrem warme Wetter setzte sich im Juni 2002 (Innsbruck $+3,6^{\circ}\text{C}$ gegenüber dem Klimawert) fort, wohingegen der Juli „nur“ eine Abweichung von $+1,4^{\circ}\text{C}$ brachte, der August $+1,5^{\circ}\text{C}$. Nordtirol wies als eine von wenigen Regionen in Österreich im Hochsommer 2002 durchschnittliche Niederschlagsmengen auf, im August 93% des langjährigen Durchschnitts (verglichen mit 463% in Freistadt).

Der Juli und vor allem der August zeichneten sich im Großteil Österreichs durch außerordentlich hohe Regenmengen aus; im August wurden im Norden Österreichs Niederschlagsmengen über dem Dreifachen des langjährigen Durchschnitts registriert, die verheerende Hochwasser zur Folge hatten.

Es folgte in Nordtirol ein relativ kühler und regenreicher September (Temperaturabweichung vom Klimawert $-0,5^{\circ}\text{C}$ in Innsbruck, 150% des durchschnittlichen Niederschlags).

Etwas zu warm ($+1,0^{\circ}$) und durchschnittlich regenreich war der Oktober, dessen Witterungsverlauf von Nordwest- bis Südwestwetterlagen geprägt war. Überdurchschnittliche Niederschläge wurden im Oktober v. a. im Norden und Osten Österreichs registriert.

Der November wies v. a. in Osttirol und Oberkärnten extreme Regenmengen auf, in Innsbruck fast das Doppelte (187%) des Durchschnitts, wobei es mit $+3,9^{\circ}\text{C}$ hier außerordentlich warm war – allerdings lag im Südosten Österreichs die Temperatur im Monatsmittel

bis 5°C über dem Klimawert. Die Witterung wurde von häufigen Südwest- und Tiefdrucklagen bestimmt.

Der Dezember 2002 war im Süden und Westen mit Abweichungen bis +5°C vom langjährigen Mittel (Innsbruck +4,4°C) extrem warm, im Norden und Osten dagegen relativ kühl. Extreme Niederschlagsmengen fielen in der Südsteiermark, ansonsten wiesen sie ein annähernd durchschnittliches Niveau auf (Innsbruck 81%). Von 2. bis 6.12. bestimmte ein Tief südlich der Alpen das Wettergeschehen, von 7. bis 14.12. ein Hoch über Nordeuropa, das im Osten zu sehr tiefen Temperaturen beitrug, nicht aber in Westösterreich. Dagegen war die zweite Monatshälfte von häufigem Wechsel zwischen West- und Tiefdrucklagen bestimmt und wies in Nordtirol durchwegs überdurchschnittliche Temperaturen auf.

7 IMMISSIONSSITUATION

7.1 Übersicht und österreichweiter Vergleich

Nachfolgend wird ein Ausschnitt aus dem Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich gegeben, der die bundesweite PM10-Belastung des Jahres 2002 beschreibt [SPANGL & NAGL, 2003a].

Der Grenzwert gemäß IG-L – mehr als 35 TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2002 – wurde 2002 in Österreich an 37 Messstellen überschritten.

Der als Jahresmittelwert definierte Grenzwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurde lediglich an den beiden Messstellen Graz Don Bosco und Graz Mitte überschritten. Das Grenzwertkriterium für den Tagesmittelwert ist somit wesentlich strenger als der Jahresmittelwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Die Anzahl der TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, der maximale TMW und der JMW an diesen Messstellen sind in Tabelle 20 zusammengefasst. Abbildung 27 gibt einen Überblick über die PM10 Messstellen sowie die Anzahl der Tage mit $\text{TMW} > 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tabelle 20: Überschreitungen des IG-L-Grenzwertes für PM10 (mehr als 35 TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 2002. Messmethoden: g gravimetrisch, β β -Absorption, T TEOM. Die Messstellen im Inntal sind fett gedruckt.

Gebiet	Messstelle	IG-L	Methode	Anzahl TMW > $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$	max. TMW ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	JMW ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
B	Eisenstadt	ja	β	39	84	29
B	Illmitz	ja	g	45	104	29
B	Kittsee	ja	β	53	87	31
K	Klagenfurt Völkermarkterstr.	ja	g	58	127	37
N	Amstetten	ja	T	42	135	33
N	Hainburg	ja	T	63	83	33
N	Himberg	ja	T	52	90	33
N	Klosterneuburg	ja	T	61	90	33
N	Mannswörth	nein	T	51	126	38
N	Mistelbach	ja	T	44	101	32
N	Mödling	ja	T	48	94	30
N	Schwechat	ja	T	69	83	35
N	Stixneusiedl	ja	T	60	90	33
N	Vösendorf	ja	T	69	88	35
BG Linz	Linz 24er Turm	ja	T	52	116	32
BG Linz	Linz Neue Welt	ja	g	56	107	34
BG Linz	Linz ORF-Zentrum	ja	g	64	143	35
BG Linz	Linz Römerberg	ja	T	65	135	36
BG Linz	Steyregg	ja	g	42	123	29
St	Bruck a.d.M.	ja	T	52	203	32
St	Gratwein	ja	T	36	100	31
BG Graz	Graz Don Bosco	ja	β	131	229	51
BG Graz	Graz Mitte	ja	T	99	154	44
BG Graz	Graz Ost	ja	T	72	117	37
St	Hartberg	ja	T	59	119	37
St	Köflach	ja	T	85	154	40

Gebiet	Messstelle	IG-L	Methode	Anzahl TMW > 50 µg/m ³	max. TMW (µg/m ³)	JMW (µg/m ³)
St	Peggau	ja	ß	38	118	34
T	Brixlegg	ja	ß	41	132	29
T	Hall i.T.	ja	ß	45	101	29
T	Innsbruck Reichenau	ja	ß	50	173	31
T	Innsbruck Zentrum	ja	ß	40	134	29
T	Lienz	ja	ß	37	141	29
T	Vomp – Leiten	ja	ß	37	97	29
T	Wörgl	ja	ß	42	100	28
V	Feldkirch	ja	g	63	241	38
W	Wien Erdberg	nein	g	55	108	
W	Wien Liesing	ja	g	57	92	31

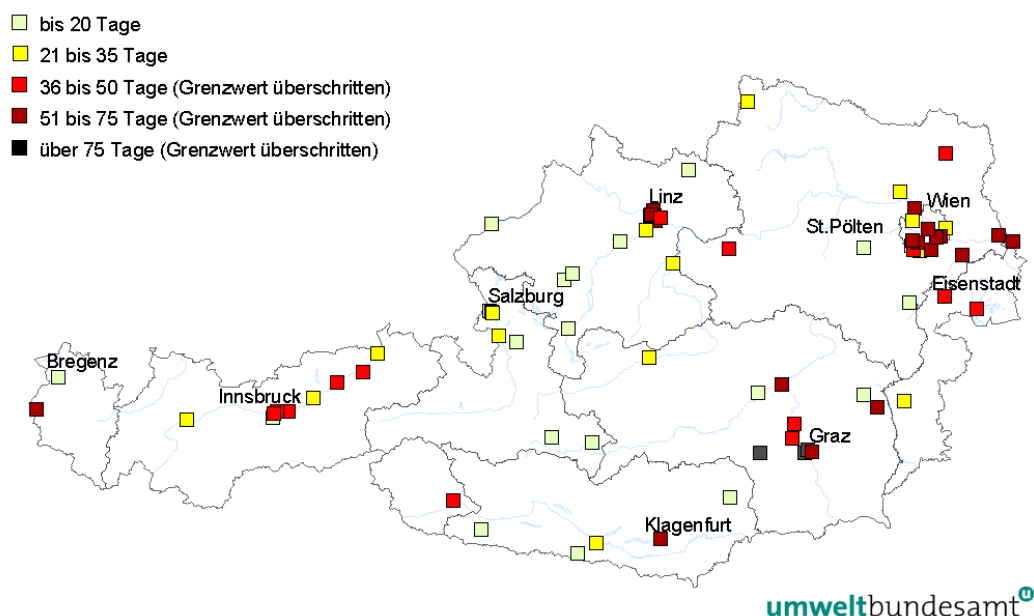


Abbildung 27: Anzahl der Tage mit PM10-Tagesmittelwerten über 50 µg/m³

Den absoluten Belastungsschwerpunkt stellte, wie schon im Jahr 2001, Graz dar. Hier wurden mit 131 TMW über 50 µg/m³ an der Messstelle Don Bosco und 99 TMW über 50 µg/m³ an der Messstelle Graz Mitte die höchsten Überschreitungshäufigkeiten sowie die höchsten JMW registriert. Mehr als 70 TMW über 50 µg/m³ - d.h. das Doppelte der erlaubten Anzahl – wurden zudem an den Messstellen Graz Ost und Köflach registriert, mehr als 60 TMW über 50 µg/m³ in Hainburg, Klosterneuburg, Schwechat, Vösendorf, Linz ORF-Zentrum, Linz Römerberg und Feldkirch.

In Abbildung 28 ist der Zusammenhang zwischen den Jahresmittelwerten für PM10 (Grenzwert 40 µg/m³) von 2001 und 2002 und der Anzahl der Tage mit Werten über 50 µg/m³ dargestellt. Alle Stationen rechts der vertikalen Linie haben mehr als 35 Überschreitungen und weisen damit Grenzwertüberschreitungen (bezogen auf das Kalenderjahr) auf. Demgegenüber wurde der als Jahresmittelwert festgelegte Grenzwert von 40 µg/m³ in Graz dreimal überschritten (Graz Don Bosco 2001 und 2002, Graz Mitte 2002), was bedeutet, dass der

als Tagesmittelwert formulierte Grenzwert (trotz der erlaubten Anzahl an Überschreitungen) deutlich strenger ist als der Jahresmittelwert.

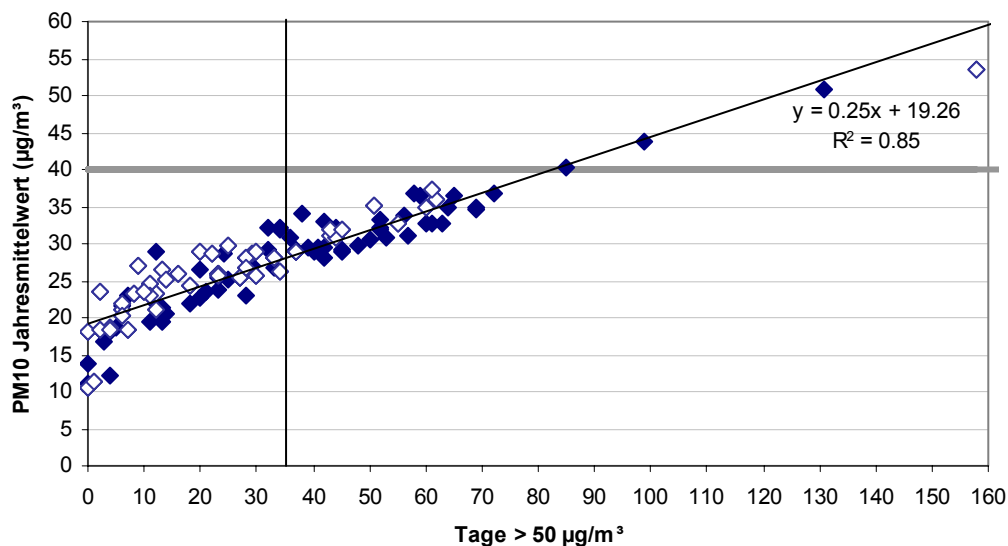


Abbildung 28: Zusammenhang zwischen dem Jahresmittelwert PM10 (Grenzwert $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und der Anzahl der Tage mit Werten über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Offene Symbole 2001, volle Symbole 2002. Trendlinie für den Gesamtdatensatz.

Als Belastungsschwerpunkte lassen sich Graz, aber auch andere Städte südlich des Alpenhauptkamms, sowie der Nordosten Österreichs und Linz feststellen.

In Graz und Klagenfurt, aber auch in kleineren Städten wie Bruck a.d.M., Köflach und Hartberg sowie im Inntal spielen die ungünstigen meteorologischen Bedingungen – hohe Inversionshäufigkeiten – eine wesentliche Rolle für die hohe PM10-Belastung.

Im Nordosten Österreichs weisen nicht nur Wien, sondern auch zahlreiche Kleinstädte in Niederösterreich eine sehr hohe PM10-Belastung auf. Wie die sehr hohe Belastung in Illmitz zeigt, dürfte dafür ein relativ hoher Anteil großflächiger Hintergrundbelastung bzw. Ferntransport von Osten eine wesentliche Rolle spielen. In Kittsee und Hainburg lässt sich auch ein nennenswerter Anteil von grenzüberschreitendem Transport aus dem Ballungsraum Bratislava vermuten. Eine Abschätzung der Hintergrundbelastung in anderen Regionen ist mit den vorliegenden Daten noch nicht möglich.

Im Raum Linz, aber auch in Leoben und Brixlegg, liefern industrielle Emissionen einen wesentlichen Beitrag zur hohen PM10-Belastung.

Grundsätzlich weisen verkehrsnaher städtische Messstellen die höchste PM10-Belastung auf, wofür Graz Don Bosco, Wien Erdberg, Innsbruck Reichenau und Feldkirch auffallende Beispiele sind. An außerorts gelegenen, auch sehr stark verkehrsbelasteten Messstellen wie Gärberbach, Vomp A12 und Zederhaus ist dagegen die PM10-Belastung vergleichsweise niedrig und liegt unter dem Grenzwert.

Überraschend niedrig ist die PM10-Belastung in Salzburg, welche als einzige größere Stadt Österreichs nicht von Grenzwertverletzungen betroffen ist. Die PM10-Konzentration ist hier im Jahresmittel niedriger als in Kleinstädten Nordostösterreichs.

7.2 PM10 im Inntal im Jahr 2002

Abbildung 29 zeigt den Verlauf der PM10-Belastung des Jahres 2002 aller Stationen im Inntal mit Grenzwertüberschreitungen.

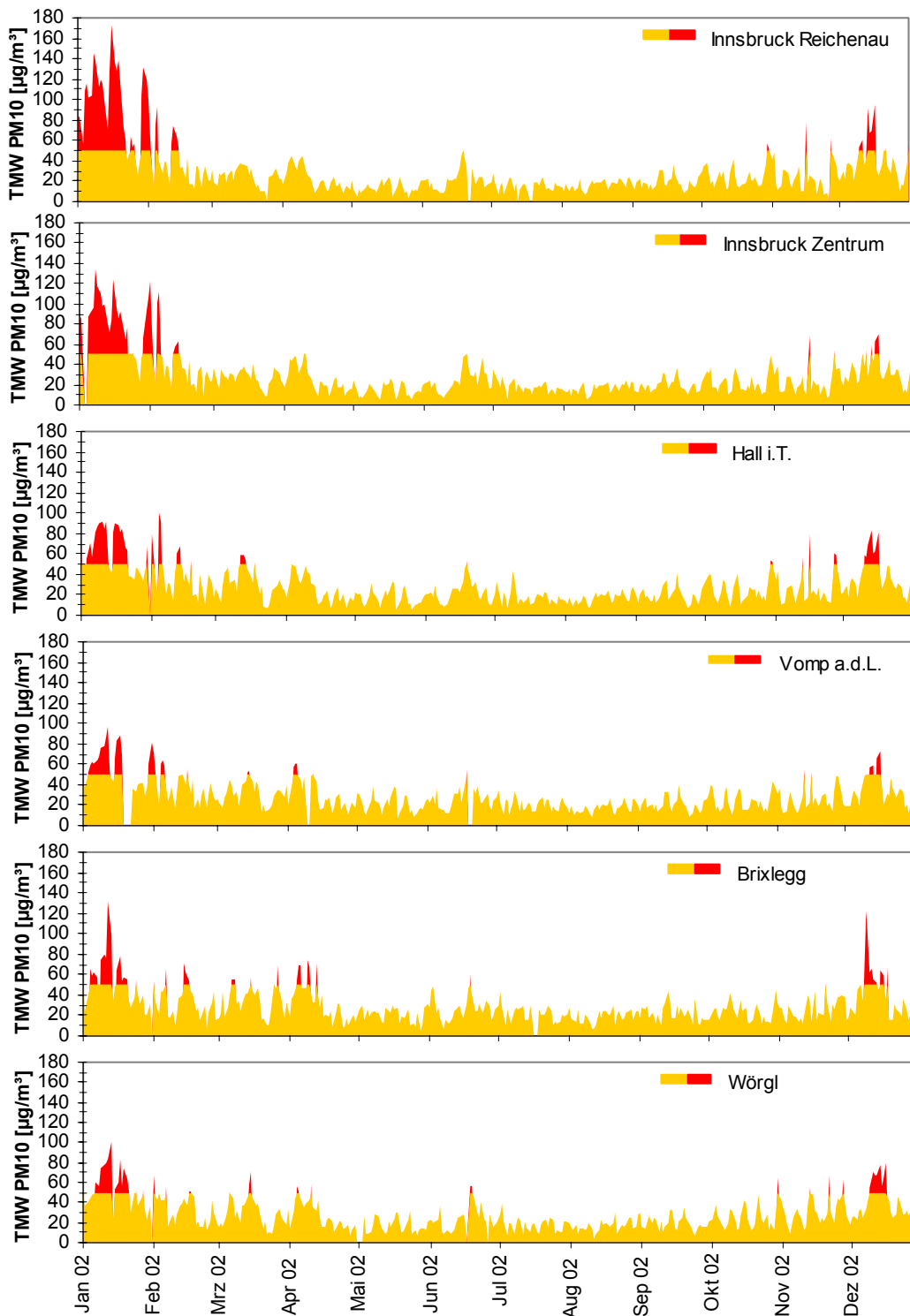


Abbildung 29: Verlauf der PM10 Tagesmittelwerte der Stationen im Inntal mit mehr als 35 TMW $>50 \mu\text{g}/\text{m}^3$

In Abbildung 30 sind die weiteren Stationen des Inntals dargestellt, an denen weniger als 35 TMW über 50 µg/m³ im Jahr 2002 registriert wurden, und als Vergleich dazu die TMW der höchstbelasteten Station im Inntal, Innsbruck Reichenau.

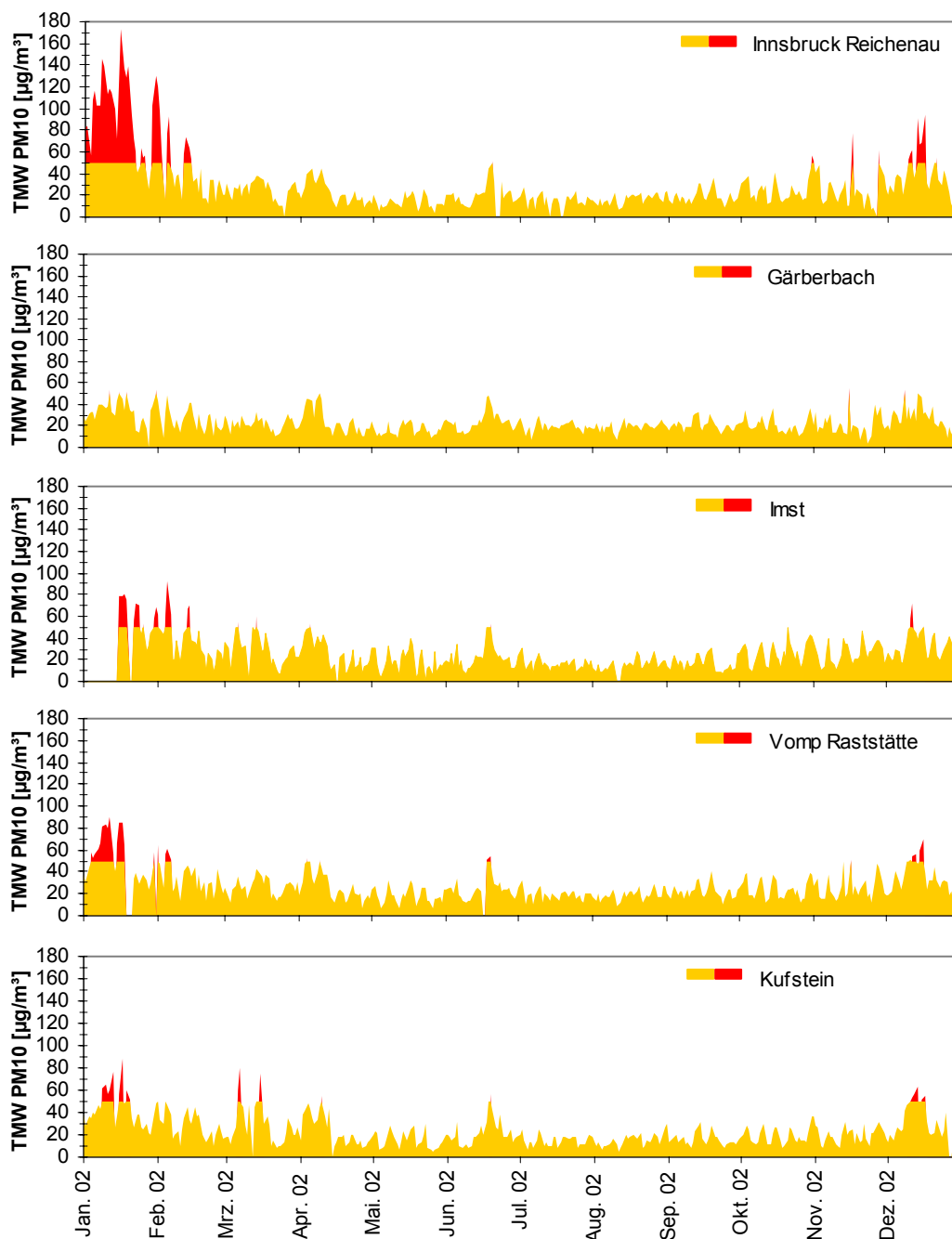


Abbildung 30: PM10 Verlauf der Stationen im Inntal ohne Grenzwertverletzung (ausgenommen Innsbruck Reichenau zum Vergleich)

Eine detaillierte Beschreibung der Belastungsepisoden erfolgt in Anhang 3, die Schlussfolgerungen daraus werden in Kapitel 8 diskutiert.

7.3 Schadstoffwindrosen

Windrosen stellen Häufigkeitsverteilungen der Windrichtung dar, dargestellt in einem Kreisdiagramm. Im vorliegenden Bericht werden Windrichtungshäufigkeiten für Sektoren von 10° angegeben, wobei Fälle mit Windgeschwindigkeiten unter 0,5 m/s gesondert als Kalmen (Windstille) ausgewiesen werden. Wind aus 90° entspricht Ost, 180° Süd, 270° West und 360° Nord.

Schadstoffwindrosen geben für jeden Windrichtungssektor die mittlere Schadstoffkonzentration an. Den Mittelungszeitraum stellt dabei die Gesamtheit jener Fälle dar, in denen der Wind aus dem betreffenden Sektor wehte.

7.3.1 PM10

Schadstoffwindrosen für PM10 lassen sich für die Stationen Hall i.T., Vomp A12 Raststätte, Brixlegg und Wörgl, an denen Wind gemessen wird, darstellen. Eine Übertragung des an diesen Messstellen erfassten Windes auf andere Standorte, etwa im Stadtgebiet von Innsbruck, ist aufgrund der u.U. starken zeitlichen, aber räumlichen Variabilität des Windes – v. a. was die Kalmenhäufigkeit in Bodennähe betrifft – problematisch. Dies ist bei den Windrosen für Innsbruck Zentrum und Innsbruck Reichenau für 2002 (Abbildung 31) mit dem Wind von Innsbruck Flughafen zu beachten. Abbildung 32 zeigt die Schadstoffwindrosen der PM10-Konzentration an den Messstellen Hall i.T., Vomp A12 Raststätte, Brixlegg und Wörgl für 2002 mit dem lokalen Wind.

In Innsbruck treten deutlich erhöhte PM10-Konzentrationen bei Wind aus West bis Süd auf (d.h. überwiegend nachts); in Hall bei Wind aus West, daneben bei südlichem und östlichem Wind. Vomp und Wörgl zeigen nur eine schwach ausgeprägte Windrichtungsabhängigkeit der PM10-Konzentration mit leicht erhöhten Werten bei Talwind (d.h. überwiegend nachts). Als einzige Messstelle zeigt Brixlegg deutlich erhöhte PM10-Konzentrationen bei Taleinwind (Nordostwind).

In Hinblick auf den regelmäßigen tagesperiodischen Wechsel der Windrichtung geben die Schadstoffwindrosen an den meisten Messstellen mehr einen Tagesgang der PM10-Belastung als spezifische Transportprozesse aus bestimmten Richtungen wieder. Lediglich in Brixlegg weist die Schadstoffwindrose – wie auch die Untersuchungen in Kapitel 7.14 zeigen – auf Advektion¹⁷ von einer bestimmten PM10-Quelle im Nordosten hin.

¹⁷ horizontaler Schadstofftransport mit dem Wind

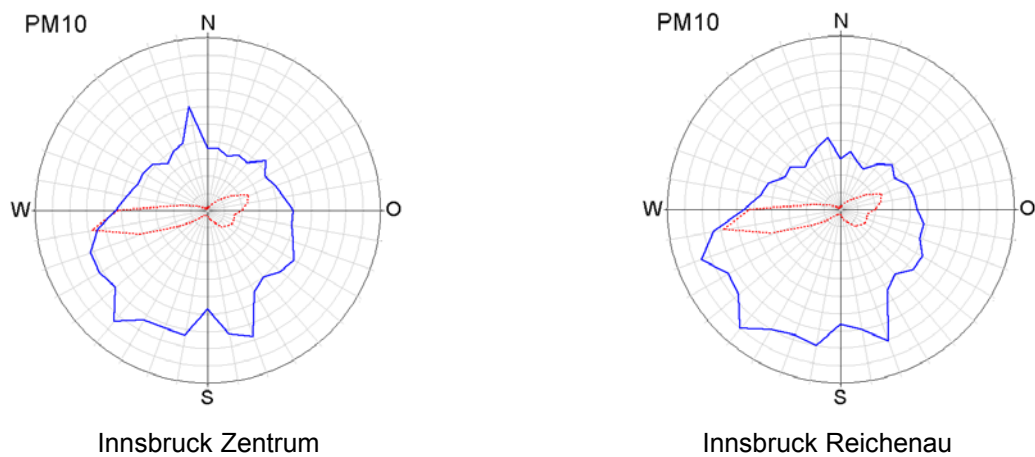


Abbildung 31: Schadstoffwindrosen für PM10, gemessen an den Messstellen Innsbruck Zentrum und Innsbruck Reichenau, dargestellt mit dem Wind von Innsbruck Flughafen, für das Jahr 2002. Der Radius der Windrosen entspricht einer Windrichtungshäufigkeit von 20% (.....) bzw. einem HMW von 50 µg/m³ (—).

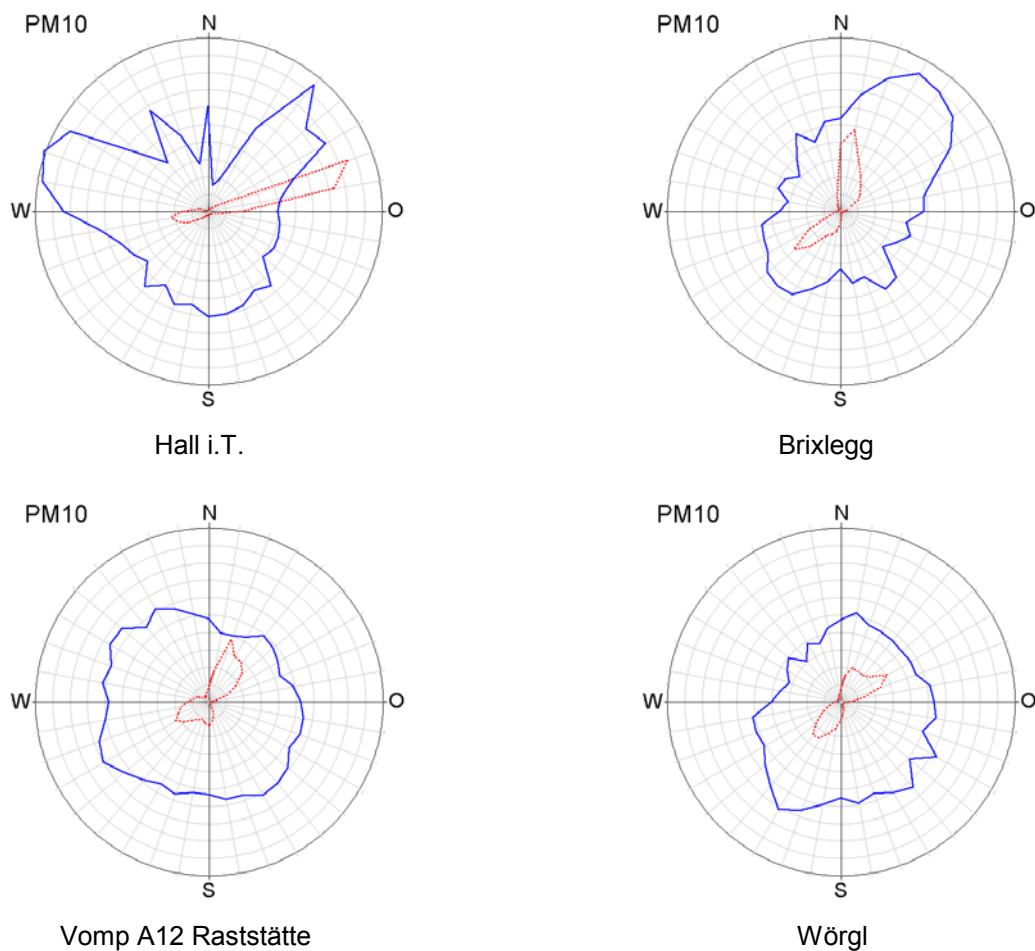


Abbildung 32: Schadstoffwindrosen für PM10, gemessen an den Messstellen Hall i.T., Brixlegg, Vomp A12 Raststätte und Wörgl, dargestellt mit dem lokalen Wind, für das Jahr 2002. Der Radius der Windrosen entspricht einer Windrichtungshäufigkeit von 20% (.....) bzw. einem HMW von 50 µg/m³ (—).

Die Häufigkeit von Kalmen beträgt am Innsbrucker Flughafen 13%, in Brixlegg 26%, in Hall 37%, in Wörgl 28% und im Vomp 20%; die mittleren Konzentrationen bei Kalme sind in Abbildung 31 und Abbildung 32 nicht angegeben, sie werden daher in Tabelle 21 den Jahresmittelwerten 2002 gegenüber gestellt.

Tabelle 21: Mittlere PM10-Konzentration im Jahr 2002 bei Kalme sowie JMW, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

	JMW 2002 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Mittlere Konzentration bei Kalme ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Innsbruck Zentrum	29	34
Innsbruck Reichenau	31	37
Hall	29	34
Vomp A12 Raststätte	27	28
Brixlegg	29	27
Wörgl	28	32

Es zeigt sich, dass an allen Messstellen außer Brixlegg die mittlere PM10-Konzentration bei Windstille höher ist als im Jahresmittel. Lediglich Brixlegg weist bei Kalme unterdurchschnittliche PM10-Konzentrationen auf. Die höchsten PM10-Konzentrationen (über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) treten hier bei Nordostwind – Taleinwind – auf, Südwestwind (Talauswind) ist mit Konzentrationen um $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ verbunden, Wind quer zum Tal mit Konzentrationen um $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Daraus lassen sich folgende Schlüsse ziehen:

- ✓ in Brixlegg tragen Advektionsprozesse aus einem begrenzten Windrichtungssektor – in dem die Montanwerke Brixlegg liegen - einen wesentlichen Teil zur PM10-Belastung bei
- ✓ an allen anderen Messstellen dürften diffus verteilte lokale Emissionen und Schadstoffanreicherung bei Windstille – auch dies ein Hinweis auf einen überwiegenden Beitrag lokaler Quellen – einen überdurchschnittlichen Einfluss auf die PM10-Belastung aufweisen.

Auf die Abhängigkeit der PM10-Konzentration von der Windgeschwindigkeit wird im Kapitel 7.4 noch näher eingegangen.

7.3.2 Schwefeldioxid in Brixlegg

Die Schadstoffwindrose für SO_2 in Brixlegg (Abbildung 33) zeigt starke SO_2 -Advektion aus einem engen Sektor von Nordosten. Bei Wind aus 30 bis 50° liegt die SO_2 -Konzentration um $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$, bei Südwestwind um $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Die Schadstoffwindrose für Kufstein (mit dem Wind von Brixlegg) zeigt bei Nordostwind mittlere SO_2 -Konzentrationen um $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, bei Südwestwind um $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Daraus kann geschlossen werden, dass die SO_2 -Hintergrundkonzentration im Unterinntal – d.h. jenes Konzentrationsniveau, das abseits starker Einzelquellen auftritt und durch die Emissionen des gesamten Inntales bestimmt wird - um $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegt. Dies ist ein deutlicher Hinweis, dass die hohe SO_2 -Konzentration bei Nordostwind in Brixlegg dem unmittelbar nordöstlich der Messstelle gelegenen Montanwerk zuzuordnen sind.

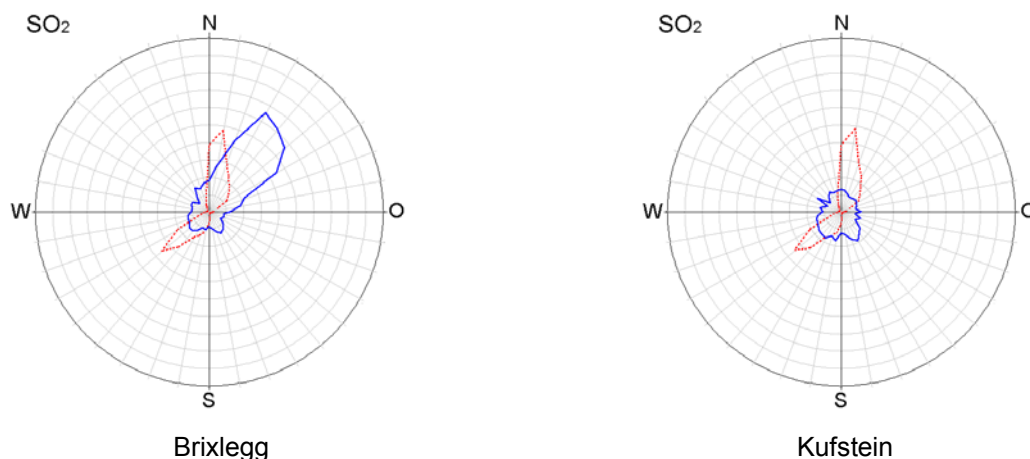


Abbildung 33: Schadstoffwindrose von SO₂ in Brixlegg und Kufstein, 2002. Der Radius der Windrosen entspricht einer Windrichtungshäufigkeit von 20% (.....) bzw. einem HMW von 20 µg/m³ (—).

7.3.3 Stickstoffdioxid

Die Schadstoffwindrosen für NO₂ zeigen für die Innsbrucker Messstellen (Abbildung 34) – analog zu PM10 - die höchsten NO₂-Konzentrationen bei Wind aus Süd bis West. Dies spiegelt teilweise die erhöhte NO₂-Konzentration morgens sowie abends bis nachts bei Talauswind wieder.

In Hall treten die höchsten NO₂-Konzentrationen bei – seltenem – Südwind auf und sind damit der A12 zuzuordnen.

An beiden Messstellen in Vomp (Abbildung 34) treten die höchsten NO₂-Konzentrationen bei Wind aus West bis Nord auf und sind damit eindeutig der A12 zuzuordnen.

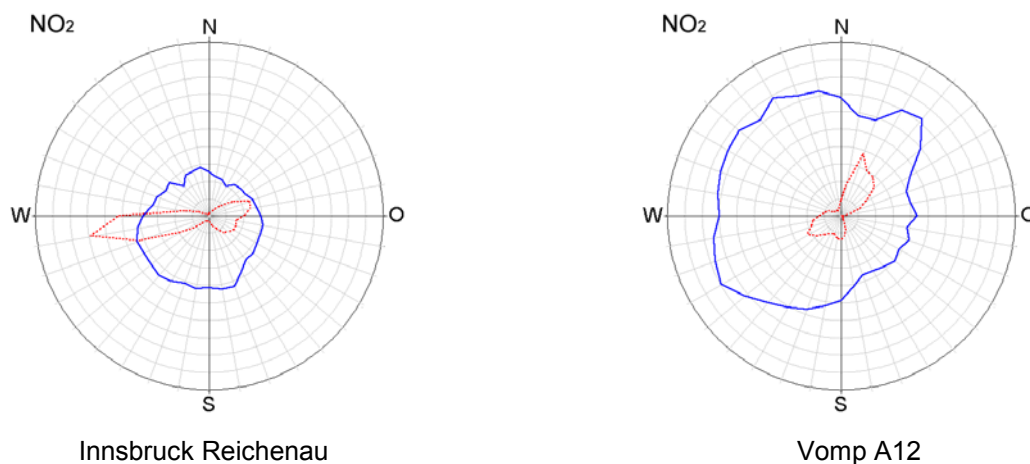


Abbildung 34: Schadstoffwindrose von NO₂ in Innsbruck Reichenau und Vomp A12, 2002. Der Radius der Windrosen entspricht einer Windrichtungshäufigkeit von 20% (.....) bzw. einem HMW von 100 µg/m³ (—).

7.4 Abhängigkeit der Konzentration von der Windgeschwindigkeit

Aus der Abhängigkeit der Schadstoffkonzentration von der Windgeschwindigkeit lassen sich allgemein folgende Schlüsse ziehen:

- Tritt die höchste Konzentration im Mittel bei Kalme (Windgeschwindigkeit unter 0,5 m/s) auf und nimmt die Konzentration mit zunehmender Windgeschwindigkeit rasch ab, so ist dies ein starker Hinweis auf einen dominierenden Einfluss nahe gelegener, niedriger Quellen
- Nimmt die Konzentration mit der Windgeschwindigkeit zu, so ist dies in der Regel ein Hinweis auf (Fern-)Transport von Quellen, deren Emissionen die Messstelle bei niedriger Windgeschwindigkeit nicht erreichen
- bei TSP, u.U. auch bei PM10 kann eine Zunahme der Konzentration mit der Windgeschwindigkeit auch ein Hinweis auf einen wesentlichen Beitrag von aufgewirbeltem (Straßen)-Staub oder Winderosion sein, da Aufwirbelung und Abwehung mit der Windgeschwindigkeit zunehmen.

Für die Messstellen Innsbruck Zentrum, Brixlegg, Vomp und Wörgl wird die Windgeschwindigkeitsabhängigkeit in Abbildung 35 bis Abbildung 38 exemplarisch dargestellt. Für die Auswertung von Innsbruck Zentrum und Innsbruck Reichenau wurde der Wind von Innsbruck Flughafen verwendet, für Hall, Vomp A12, Brixlegg und Wörgl der lokal gemessene Wind, für Vomp an der Leiten der Wind von Vomp A12 und für Kufstein der Wind von Wörgl.

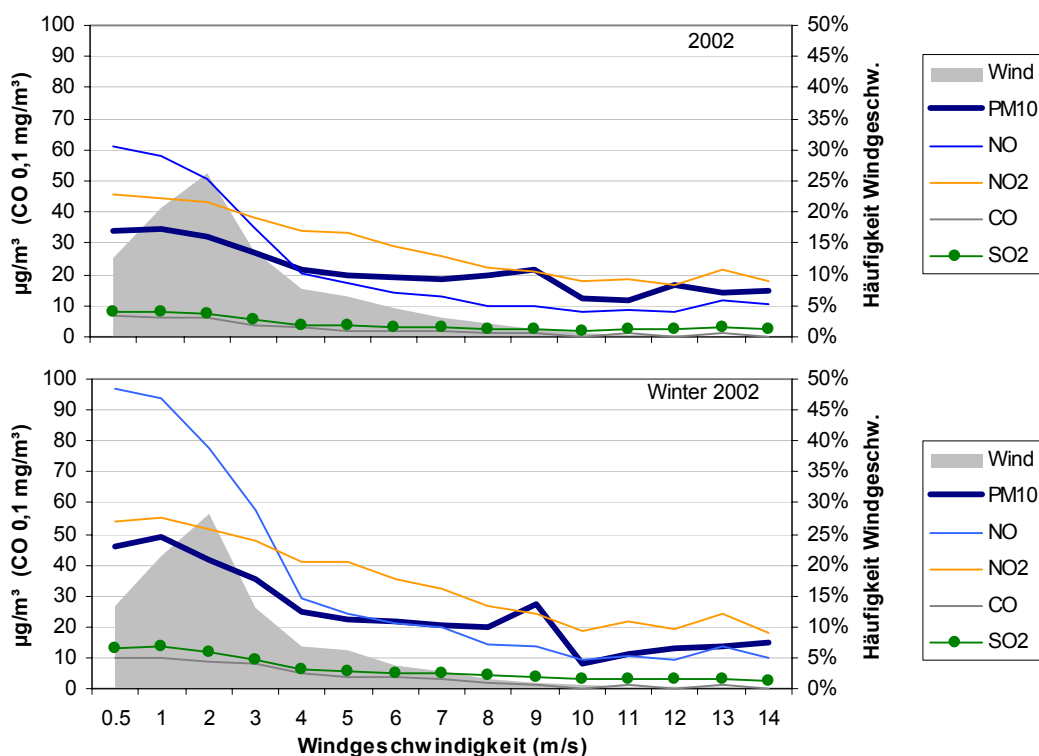


Abbildung 35: Abhängigkeit der Schadstoffkonzentration an der Messstelle Innsbruck Zentrum von der Windgeschwindigkeit in Innsbruck Flughafen, Jahr 2002 und Winter 2002

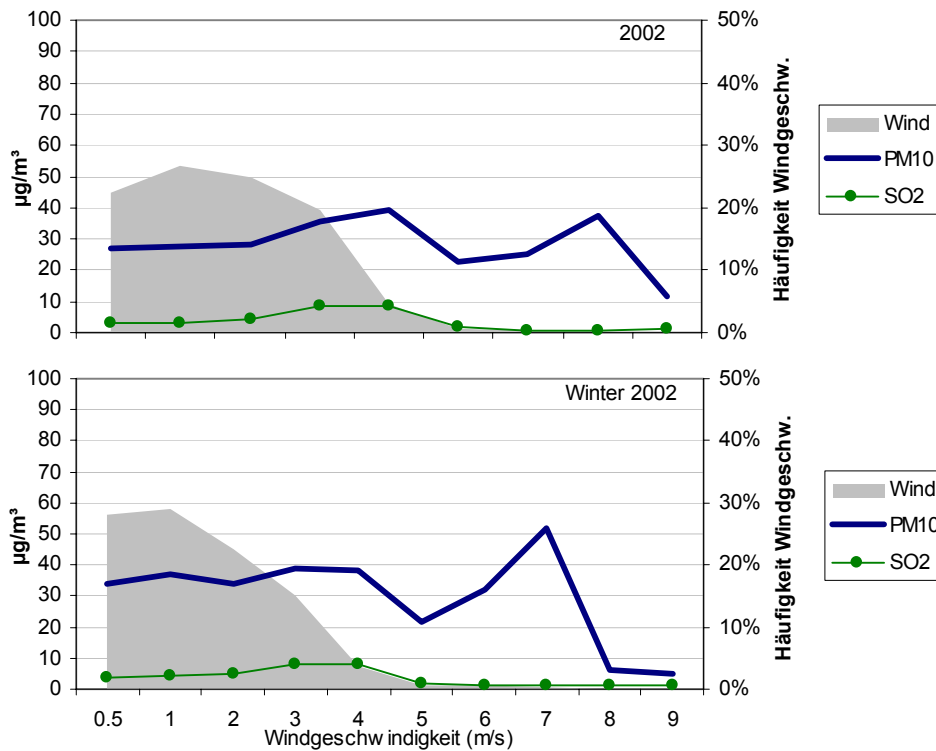


Abbildung 36: Abhängigkeit der Schadstoffkonzentration an der Messstelle Brixlegg von der Windgeschwindigkeit, Jahr 2002 und Winter 2002

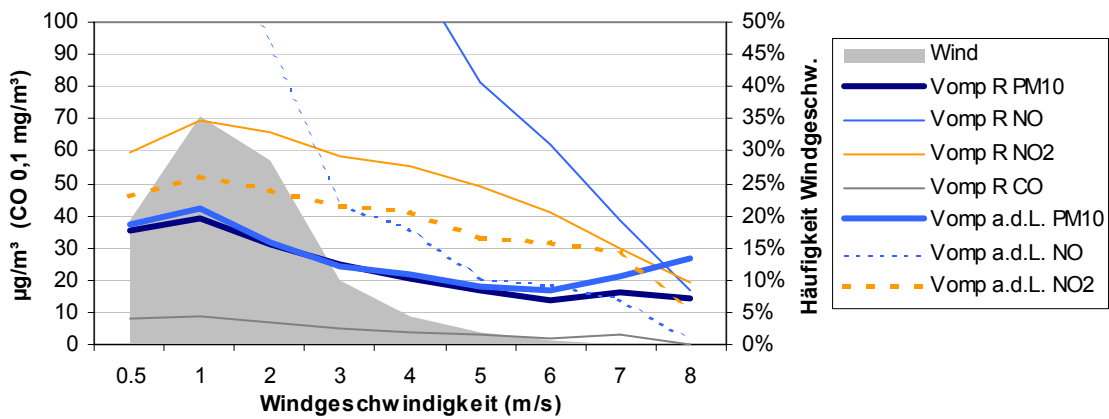


Abbildung 37: Abhängigkeit der Schadstoffkonzentration an den Messstellen Vomp A12 Raststätte (Vomp R) und Vomp a.d.L. von der Windgeschwindigkeit, Winter 2002

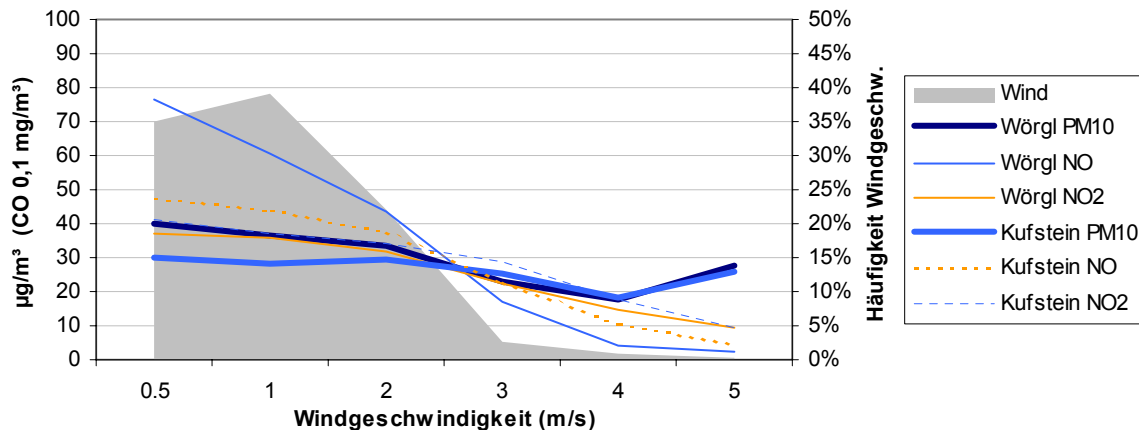


Abbildung 38: Abhängigkeit der Schadstoffkonzentration an den Messstellen Wörgl und Kufstein von der Windgeschwindigkeit, Winter 2002

Die beiden Messstellen in Innsbruck zeigen untereinander ein sehr ähnliches Bild. Die Konzentration aller Schadstoffe ist bei niedrigen Windgeschwindigkeiten am höchsten. Die NO-Konzentration nimmt bei Geschwindigkeiten ab 3 m/s rasch ab, die Konzentration der anderen Schadstoffe nimmt schwächer ab, wobei PM10 ab ca. 4 m/s kaum noch eine Geschwindigkeitsabhängigkeit aufweist. Die mittlere PM10-Konzentration fällt – ausgewertet für das Jahr 2002 - von ca. 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bei Kalme auf ca. 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ab 4 m/s ab.

Im Winter (Jänner – März und Oktober – Dezember) 2002 zeigen die Innsbrucker Messstellen – bei allgemein etwas höherem Konzentrationsniveau – ein vergleichbares Bild. Die mittlere PM10-Konzentration liegt bei Kalme um 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, ab 5 m/s um 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ - d.h. jahreszeitliche Konzentrationsunterschiede treten v. a. bei niedrigen Windgeschwindigkeiten auf.

Auch an den Messstellen des Unterinntals nimmt die NO-Konzentration mit der Windgeschwindigkeit rasch ab, PM10 und NO₂ deutlich langsamer. Auch hier unterscheidet sich PM10 insofern von den gasförmigen Schadstoffen, als ab einer Geschwindigkeit von ca. 4 m/s die PM10-Konzentration kaum noch von der Windgeschwindigkeit abhängt. Die bei Windgeschwindigkeiten ab 6 m/s zu beobachtende Zunahme der PM10-Konzentration ist in Hinblick auf das sehr seltene Auftreten dieser hohen Windgeschwindigkeiten kaum aussagekräftig.

In Hall i.T. liegt die PM10-Konzentration bei Kalme im Jahresmittel um 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, ab 4m/s bei 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, im Winter bei 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Die beiden Messstellen in Vomp zeichnen sich aufgrund ihrer Nähe zur Autobahn durch vergleichsweise sehr hohe NO-Konzentrationen aus, die mit zunehmender Windgeschwindigkeit rasch fällt. Dabei fällt auf, dass die NO-Konzentration nicht bei Kalme, sondern bei 0,5 bis 1 m/s die höchsten Werte erreicht (in Vomp A12 im Jahresmittel 238 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, im Winter 294 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) und auch bei (hohen) Windgeschwindigkeiten von 6 m/s noch bei über 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel bzw. 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Winter liegt. Dies kann daran liegen, dass der Wind ganz überwiegend talparallel weht und auch bei stärkerem Wind entlang der A12 NO-reiche Luftmassen herantransportiert werden. Die Abnahme der NO-Konzentration mit zunehmender Windgeschwindigkeit ist in jedem Fall durch die dabei steigende mechanische Turbulenz zurückzuführen; zudem dürften höhere Windgeschwindigkeiten i.d.R. mit Wetterlagen mit günstigeren Ausbreitungsbedingungen in Verbindung stehen.

Die NO₂-Konzentration weist an beiden Messstellen in Vomp ebenfalls die höchsten Konzentrationen bei 0,5 bis 1 m/s auf, wobei die Konzentration im Jahresmittel bei zunehmender Windgeschwindigkeit langsamer fällt als im Winter. Insgesamt hängt die NO₂-

Konzentration in Vomp aber deutlich weniger von der Windgeschwindigkeit ab als in Innsbruck und Hall.

Noch geringere Variabilität weist die PM₁₀-Konzentration auf, welche an beiden Vomper Messstellen sehr ähnlich ist. Die mittlere PM₁₀-Konzentration liegt bei Kalme um 30 µg/m³ (Jahresmittel) bzw. 40 µg/m³ (Winter), ab 4 m/s um 20 µg/m³.

In Wörgl nimmt die NO-Konzentration mit der Windgeschwindigkeit rasch ab, nicht aber in Kufstein, das sich damit nur als mäßig emittentennahe Messstelle ausweist. Deutlich schwächer als NO und NO₂ sinkt an beiden Standorten die PM₁₀-Konzentration, die bei niedrigen Windgeschwindigkeiten in Wörgl aber deutlich höher ist als in Kufstein. Sie liegt in Wörgl bei Windstille um 30 µg/m³ (Jahr 2002) bzw. 40 µg/m³ (Winter), bei 3 m/s um 20 µg/m³. An beiden Messstellen steigt die PM₁₀-Konzentration bei Geschwindigkeiten ab 4 m/s wieder an.

Eine deutlich abweichende Windgeschwindigkeitabhängigkeit zeigen PM₁₀ und SO₂ in Brixlegg, wo die höchsten Konzentrationen bei Geschwindigkeiten von 3 bis 4 m/s auftreten, bei allerdings geringer Windgeschwindigkeitsabhängigkeit bei niedrigeren Geschwindigkeiten. So liegt die mittlere PM₁₀-Konzentration im Jahresmittel bei Kalme bei 27 µg/m³, bei 3-4 m/s bei 40 µg/m³. Ab 5 m/s sinkt die PM₁₀- und die SO₂-Konzentration ab.

Folgende Schlussfolgerungen lassen sich aus der Windgeschwindigkeitsabhängigkeit von PM₁₀ ziehen:

- An allen Messstellen außer Brixlegg dominieren lokale PM₁₀-Quellen bzw. Schadstoffanreicherung bei windschwachen Situationen (mit vermutlich ungünstigen Ausbreitungsbedingungen), wobei dieses Verhalten weniger ausgeprägt ist als bei NO₂ und CO und deutlich weniger als bei NO.
- Unmittelbar nahegelegene Quellen, die die NO-Belastung steuern, dürften somit einen vergleichsweise geringeren Beitrag zur PM₁₀-Belastung liefern.
- Die PM₁₀-Konzentration weist ab – für das Inntal „hohen“ – Windgeschwindigkeiten von 3 m/s kaum noch eine Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit auf, aber auch nur eine geringe jahreszeitliche Variation und geringe räumliche Unterschiede. Die bei diesen Windgeschwindigkeiten gemessene PM₁₀-Konzentration um **20 µg/m³** dürfte eine „Hintergrundkonzentration“ im Inntal darstellen, die durch Emissionen im gesamten Unterinntal bestimmt wird.
- In Brixlegg dürften Transportprozesse bei Windgeschwindigkeiten von 3 bis 5 m/s gegenüber lokaler Schadstoffanreicherung bei Windstille einen größeren Beitrag liefern.

7.5 Mittlere Tagesgänge

Die mittleren Tagesgänge der Schadstoffkonzentration werden durch tagesperiodische Muster der Schadstoffemission und der die Schadstoffkonzentration beeinflussenden meteorologischen Bedingungen – vertikale Durchmischung (bedeutet in der Regel Verdünnung), Transport und chemische Umwandlung – bestimmt.

Da die Kenntnis der PM₁₀-Emissionen noch unzureichend ist, stellt der Vergleich der mittleren Tagesgänge von PM₁₀ mit jenen der gasförmigen Schadstoffe und ihren Emissionen ein wesentliches Hilfsmittel zur Identifikation der dominanten Schwebestaubquellen dar.

Bei den primär emittierten gasförmigen Schadstoffen NO, CO und SO₂ ist das zeitliche Muster der anthropogenen Emissionen relativ gut bekannt. Die Emissionen weisen folgende Charakteristika auf:

- Raumheizung: tagsüber ein relativ konstantes Niveau, abends erhöht, nachts sinken sie ab.
- Straßenverkehr: im Stadtgebiet morgens und am späten Nachmittag entsprechend dem Verkehrsaufkommen ausgeprägte Maxima, während die Emissionen des Wirtschaftsverkehrs v. a. auf Überlandstraßen tagsüber kaum zurückgehen.
- Keinen systematischen Tagesgang weisen Emissionen aus Industrieanlagen und Kraftwerken auf, wenn diese rund um die Uhr betrieben werden.

Bei den meteorologischen Einflussgrößen sind folgende Faktoren zu beachten:

- In der Regel treten nachts (im Winter bis in den Vormittag und bereits abends) ungünstige Ausbreitungsbedingungen (d.h. stabile Temperaturschichtung, niedrige Mischungshöhe) auf, sodass bei gleicher Emission in der Nähe von bodennahen Emittenten höhere Konzentrationen zu erwarten sind als tagsüber. Tagsüber treten in der Regel günstigere Ausbreitungsbedingungen auf, d.h. hohe Mischungshöhen und guter vertikaler Austausch, sodass die Konzentration von in Bodennähe emittierten Schadstoffen sinkt.
- Dagegen erreichen bei sehr stabiler Schichtung u.U. Emissionen aus hohen Schloten den Boden nicht, sondern nur bei guter vertikaler Durchmischung.
- Tagesperiodische Windsysteme (Tal- und Hangwind) können an Messstellen, die bei bestimmten Windrichtungen leeseitig von Emittenten liegen, ein tagesperiodisches Muster im Konzentrationsverlauf zur Folge haben.
- Für den Konzentrationsverlauf von NO_2 ist das Ausmaß der Oxidation von NO mit verantwortlich und damit wesentlich die Ozonkonzentration. Da an städtischen Standorten bei ungünstigen Ausbreitungsbedingungen der Überschuss an NO Ozon völlig zum Verschwinden bringen kann, erfolgt die Umwandlung von NO in NO_2 nachts sehr langsam. Setzt tagsüber vertikale Durchmischung ein, wird von oben Ozon „nachgeliefert“, wodurch eine schnellere NO_2 -Bildung ermöglicht wird.

Die mittleren Tagesgänge der an den Tiroler Messstellen erfassten Schadstoffkonzentrationen sind zusammen mit dem Verkehrsaufkommen für Winter (Jän.-März, Okt.-Dez.) 2002 in Abbildung 39 dargestellt.

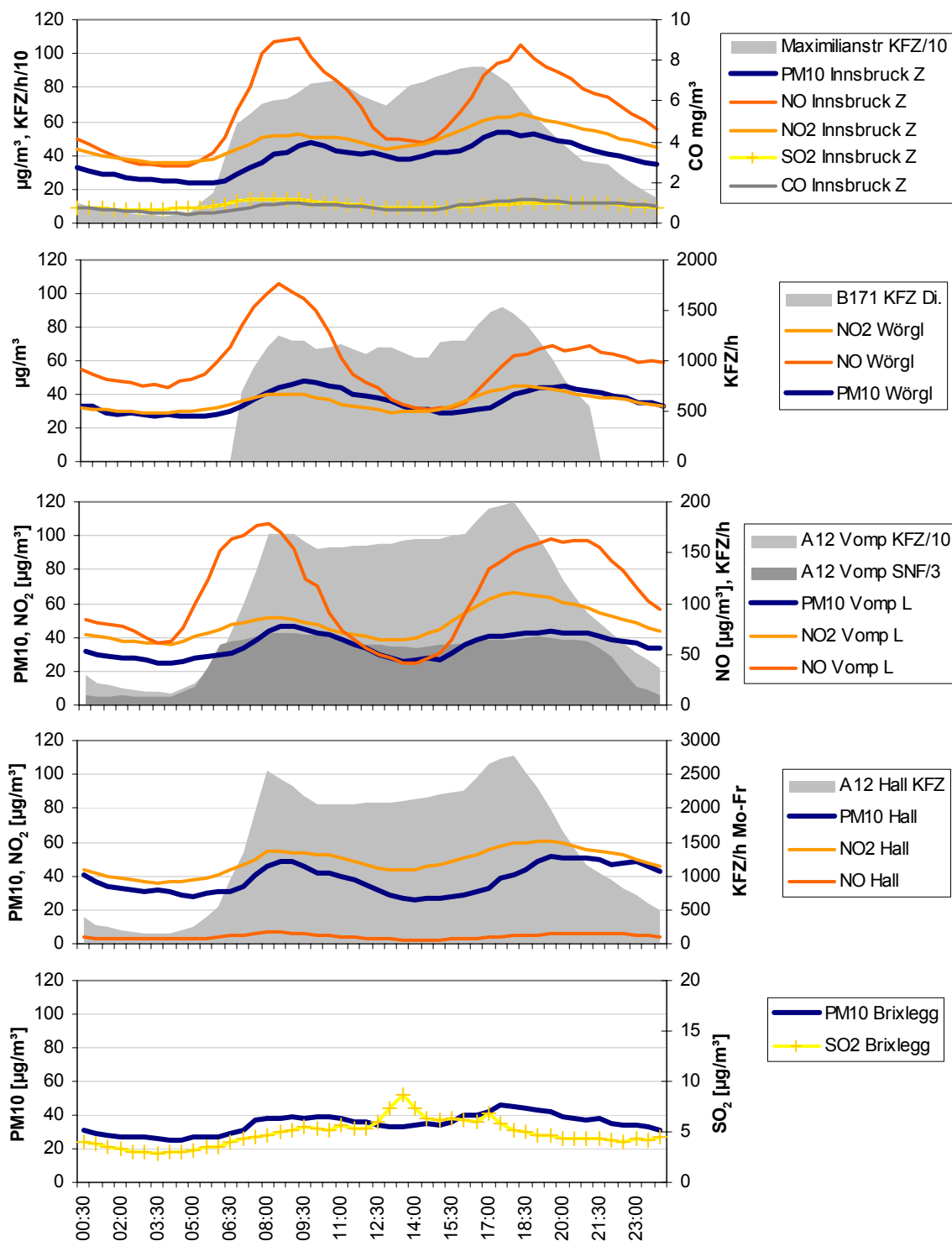


Abbildung 39: mittlere Tagesgänge der Luftschadstoffe und des Verkehrs im Inntal, Winter 2002

Die gasförmigen Schadstoffe zeigen in den mittleren Tagesgängen für Winter 2002 folgende Charakteristika:

- sehr ausgeprägte Tagesgänge bei NO, wobei das Morgenmaximum an allen Messstellen höher als jenes am Abend ist; der Unterschied ist in Vomp A12 und Kufstein besonders ausgeprägt
- schwächer ausgeprägte Tagesgänge bei NO₂, wobei das Abendmaximum an allen Messstellen höher ist als jenes am Morgen
- schwach ausgeprägte Tagesgänge bei CO, die jenen von NO₂ relativ ähnlich sind
- SO₂ zeigt in Innsbruck Zentrum einen schwachen Tagesgang mit flachen Maxima morgens und spät abends, in Kufstein (nicht dargestellt) eine leichte Zunahme tagsüber.
- In Brixlegg steigt demgegenüber die SO₂-Konzentration tagsüber deutlich an, wobei dieser Tagesgang im Sommer wesentlich ausgeprägter ist als im Winter. Dieser Tagesgang deutet auf einen Einfluss einer etwas erhöhten Quelle hin, deren Emissionen die Messstelle bei günstigen Ausbreitungsbedingungen eher erreichen als bei ungünstigen.

Die mittleren Tagesgänge von PM10 für den Winter 2002 zeigen an allen Messstellen außer Gärberbach einen schwach ausgeprägten zweigipfeligen Verlauf mit einem Maximum am Morgen (nahezu überall 8 bis 9 Uhr) und einem Maximum am Abend (je nach Station 17:00 bis 20:00). Das Morgenmaximum weist in Innsbruck, Hall, Vomp und Wörgl ein sehr einheitliches Konzentrationsniveau von 45 bis 50 µg/m³ auf, während sich die PM10-Konzentration abends deutlich anders verhält.

In Innsbruck Reichenau steigt die PM10-Konzentration bis 19:00 auf über 65 µg/m³, womit Reichenau abends die mit Abstand höchste Belastung in Nordtirol aufweist. In Innsbruck Zentrum erreicht das Abendmaximum um 17:00 ca. 55 µg/m³, in Hall ab 20:00 ca. 50 µg/m³. Auffallend an Innsbruck Reichenau und Hall sind relativ hohe Konzentrationen bis in die Nacht hinein.

Bei allen anderen Stationen ist die Konzentration abends niedriger als am Morgen, sie erreicht in Vomp maximal ca. 45 µg/m³.

Morgens weisen Brixlegg, vor allem aber Kufstein und Gärberbach deutlich geringere PM10-Konzentrationen auf als die anderen Messstellen. In Kufstein ist auch das Abendmaximum nur schwach ausgeprägt, während in Gärberbach die Konzentration abends deutlich höher ist als morgens.

Betrachtet man im Vergleich dazu die mittleren PM10-Tagesgänge für das ganze Jahr, so zeigen auch diese ein relativ einheitliches Morgenmaximum in Innsbruck, Hall, Vomp und Wörgl und abends bzw. nachts in Innsbruck Reichenau und Hall deutlich höhere Konzentrationen als an den übrigen Messstellen. Gärberbach und Kufstein zeichnen sich auch im Jahresmittel – vor allem morgens – durch vergleichsweise viel niedrigere PM10-Konzentrationen aus.

Im Sommerhalbjahr fehlt das abendliche PM10-Konzentrationsmaximum in Innsbruck völlig.

Einen deutlich anders strukturierten Tagesgang weist die PM10-Konzentration in Brixlegg auf, mit einem flachen Morgenmaximum und vergleichsweise hohen Konzentrationen am Nachmittag, die deutlich höher sind als an allen anderen Messstellen; früher als an den anderen Stationen, ab 17:30, beginnt in Brixlegg die PM10-Konzentration zu sinken.

Brixlegg zeichnet sich auch durch einen geringeren Jahregang aus als die anderen Messstellen.

Die mittleren Tagesgänge des Kfz-Verkehrs (Abbildung 39) zeigen in Kombination mit jenen der gasförmigen Schadstoffe und von PM10, dass der Anstieg der NO- und CO-Konzentration am Morgen wesentlich durch den Anstieg des Verkehrsaufkommens bedingt

ist. NO_2 zeigt einen etwas verzögerten Konzentrationsanstieg, bedingt durch die zeitverzögerte Umwandlung von NO in NO_2 . Abends sinkt die PM_{10} -Konzentration langsamer als der Straßenverkehr; zu dieser Tageszeit dürften die bis in die Nachtstunden hinein hohen Emissionen aus Raumheizung zum Tragen kommen.

7.6 Wochengänge

Mittlere Wochengänge stellen eine Hilfestellung dar, den Einfluss von Emissionen mit deutlichem Wochengang – z. B. des Straßengüterverkehrs – zu erkennen.

Die mittleren Wochengänge werden primär für den Winter 2002 dargestellt¹⁸ (Abbildung 40).

Alle Messstellen weisen am Sonntag die geringste PM_{10} -Konzentration auf – mit besonders großen Unterschieden zu den übrigen Wochentagen in Innsbruck, Gärberbach, Hall und Vomp. Bezogen auf den Mittelwert des Winters 2002 ist die PM_{10} -Konzentration hier am Sonntag um 22 bis 31% niedriger, in Brixlegg und Wörgl um 8%.

Demgegenüber sind an den übrigen Wochentagen zwar teilweise deutliche Unterschiede, aber kein systematisches Muster festzustellen:

- So zeigen in Innsbruck und Hall Dienstag und Mittwoch die höchste PM_{10} -Konzentration (13 bis 18% über dem Winter-Mittel), in Vomp, Brixlegg, Wörgl und Kufstein Mittwoch und Donnerstag.
- Am Samstag liegt die PM_{10} -Konzentration kaum unter dem Durchschnitt.
- Montag ist in Innsbruck Reichenau, Gärberbach, Hall und Vomp der am zweitniedrigsten belastete Tag. Die PM_{10} -Konzentration liegt hier um 8 bis 11% unter dem Winter-Mittelwert.

Demgegenüber zeigt die NO_x -Konzentration einen ausgeprägteren Wochengang. An allen Messstellen weist Sonntag die niedrigste (36 bis 47% unter dem Winter-Mittel), Samstag die zweitniedrigste (11 bis 18% unter dem Wintermittel) auf. Deutlich überdurchschnittlich ist die NO_x -Konzentration am Dienstag und Mittwoch in Innsbruck und Hall, am Mittwoch und Donnerstag in Vomp und Wörgl.

Die CO - und die SO_2 -Konzentration weisen nur einen gering ausgeprägten Wochengang mit unterdurchschnittlichen Konzentrationen an Samstagen und Sonntagen auf.

¹⁸ Eine Auswertung aller Wintermonate der Jahre 2001 und 2002 ergibt ein im wesentlichen gleiches Bild.

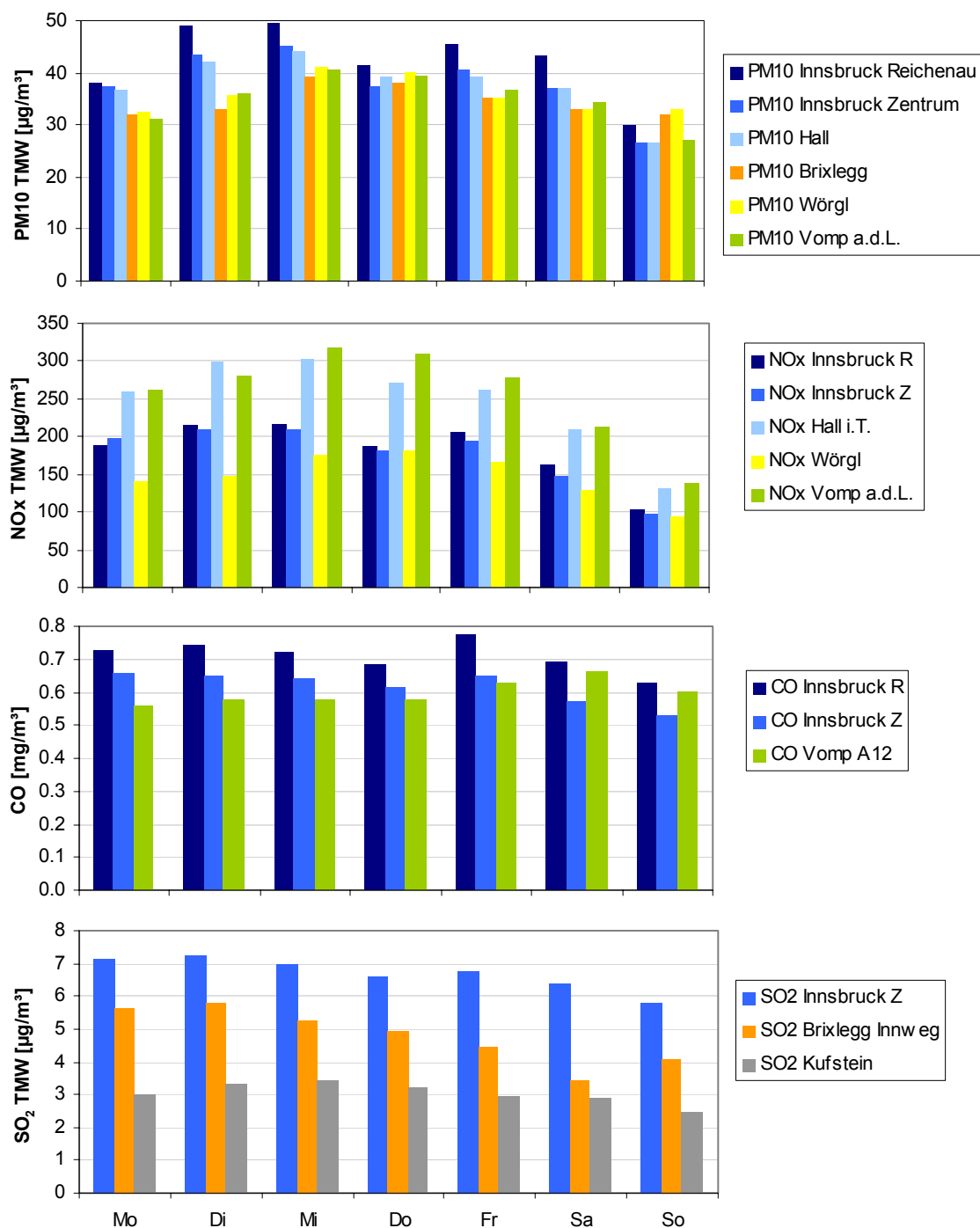


Abbildung 40: Wochengang der PM10-Konzentration, Winter 2002

Von den wesentlichen Emissionsquellen liegen lediglich vom Verkehr Wochengänge der Aktivitätsdaten vor. Abbildung 41 zeigt die Verläufe der Wochengänge an drei Verkehrszählstellen im Inntal.

Die verschiedenen Fahrzeugarten zeigen ein stark unterschiedliches Verhalten. Während die Gesamt-KFZ (PKW+LKW) am Freitag bzw. Samstag ein Maximum haben, ist der LKW-Verkehr aufgrund des Wochenendfahrverbots naturgemäß werktags am stärksten. Auffallend sind aber auch die Unterschiede der Verkehrsstärken an den einzelnen Zählstellen.

Während in Kufstein Mo-Do „nur“ etwa 35.000 KFZ pro Tag registriert werden, sind es in Hall bereits 67.000 KFZ; dieser Unterschied wird vor allem durch PKW verursacht, die LKW (und hier insbesondere die SNF) zeigen über die gesamte Inntalstrecke eine relativ konstantes Verkehrsaufkommen. Der Zuwachs des PKW-Verkehrs im Raum um Innsbruck ist primär dem Pendlerverkehr nach/von Innsbruck zuzuordnen. Das überdurchschnittlich hohe PKW-Verkehrsaufkommen an Freitagen und Samstagen dürfte auf den Urlauberreiseverkehr zurückzuführen sein.

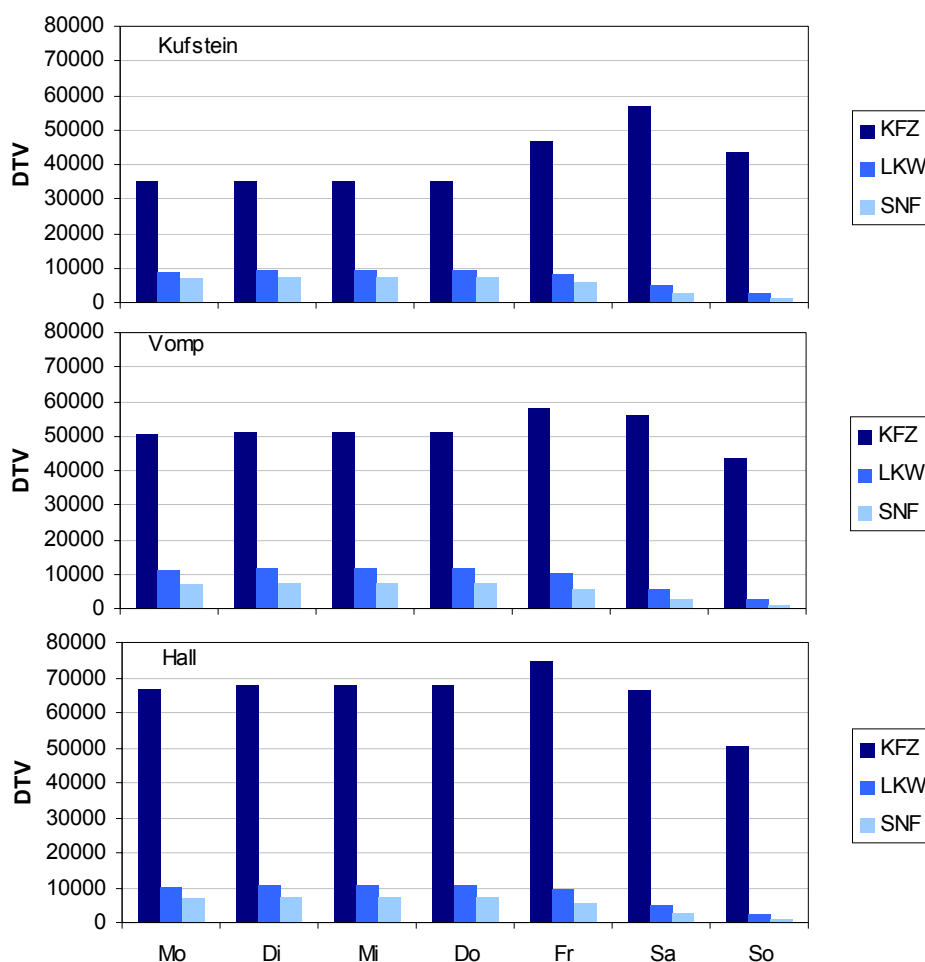


Abbildung 41: Wochengang des Verkehrs auf der A12 an den Zählstellen Kufstein, Vomp und Hall.

Ein Vergleich der Wochengänge des Verkehrs mit den Immissionsdaten (Abbildung 42) zeigt eher eine Korrelation mit dem LKW-Verkehr als mit dem Gesamt-KFZ-Aufkommen. Einen Einfluss auf den Wochengang der PM10-Immissionen von anderen Quellen, wie z. B. der Bauwirtschaft oder dem Mineralrohstoffabbau, von denen angenommen werden kann, dass sie einen vergleichbaren Wochengang wie der LKW-Verkehr aufweisen, kann jedoch keinesfalls ausgeschlossen werden.

7.7 Mittlere Tagesgänge im Wochengang

Die mittleren Tagesgänge der PM₁₀-Konzentration, gemittelt für die einzelnen Wochentage – berechnet für den Winter 2002 (in Auswahl dargestellt in Abbildung 42) – zeigen die Unterschiede der Wochentage detaillierter als die Wochengänge der Tagesmittelwerte.

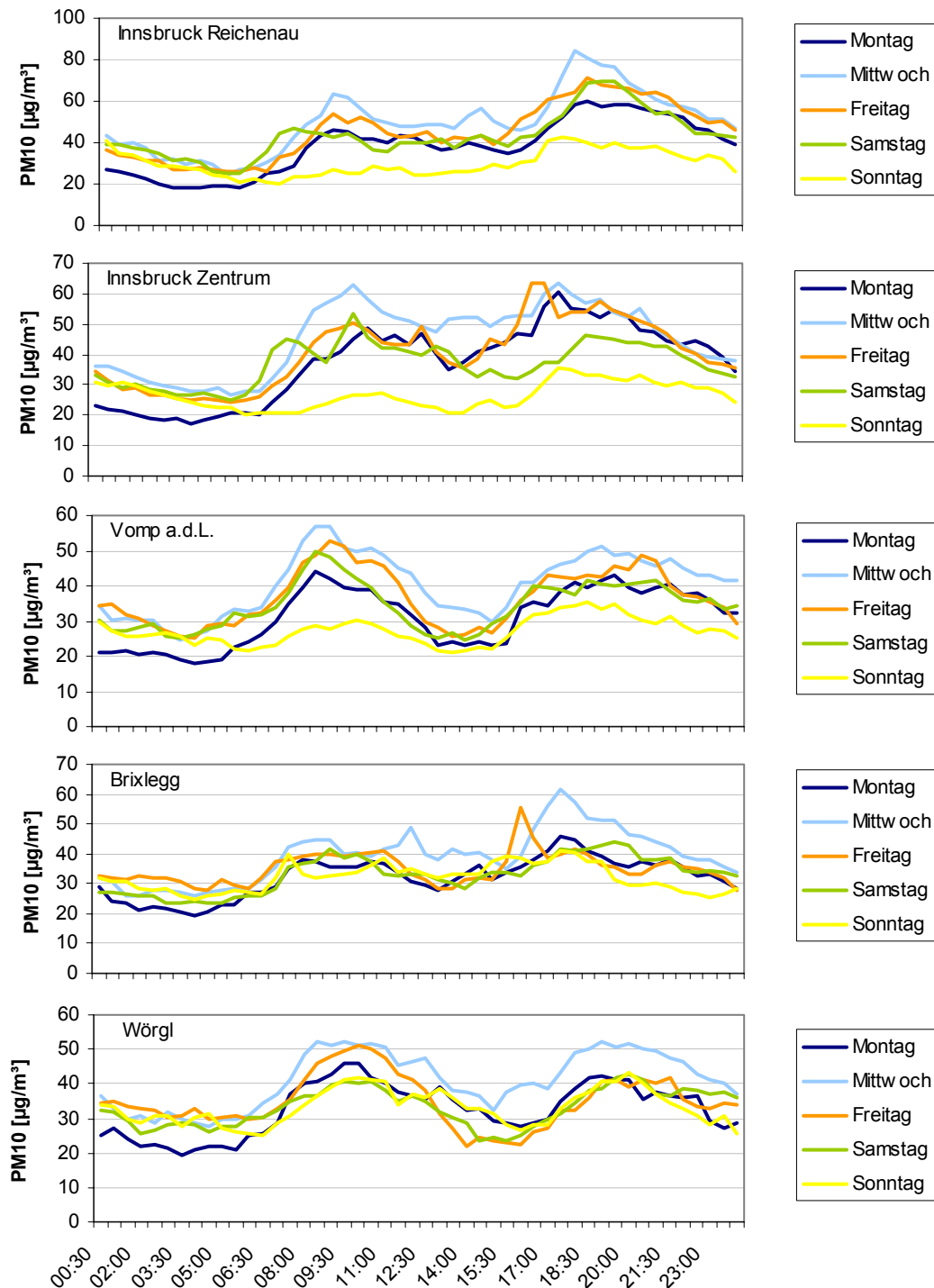


Abbildung 42: Mittlere Tagesgänge der PM₁₀-Konzentration an einzelnen Wochentagen ausgewählter Messstellen, Winter 2002

Das morgendliche PM10-Konzentrationsmaximum ist an allen Messstellen außer Gärberbach und Kufstein von **Montag bis Freitag** in relativ ähnlicher Struktur und Höhe (um $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ausgebildet, allerdings zeichnet sich Mittwoch generell durch besonders hohe PM10-Konzentrationen aus. Deutlich überdurchschnittlich ist die PM10-Konzentration am Morgen am Montag und Dienstag in Hall, am Dienstag (nicht dargestellt) zudem in Innsbruck (um $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$), am Donnerstag in Wörgl. Auffällig ist dagegen die vergleichsweise niedrige PM10-Konzentration in Innsbruck am Donnerstag.

Deutliche Unterschiede zeichnen sich am Nachmittag ab; zu dieser Tageszeit zeigen die Messstellen in Innsbruck höhere Konzentrationen als die übrigen Messstellen, vor allem Montag bis Mittwoch sowie am Freitag.

Sehr ausgeprägte Unterschiede zwischen den Innsbrucker Messstellen und jenen im Unterinntal weisen die PM10-Konzentration am Abend und in der ersten Nachthälfte auf. Die Innsbrucker Messstellen weisen zu dieser Tageszeit generell höhere PM10-Konzentrationen auf, besonders Dienstag, Mittwoch und Freitag. Ebenfalls höher als an den übrigen Messstellen, allerdings niedriger als in Innsbruck ist die PM10-Konzentration abends in Hall, wo die PM10-Konzentration in den Nachtstunden vergleichsweise langsam abfällt. Hall weist an allen Tagen um und nach Mitternacht die höchste PM10-Belastung in Nordtirol auf.

Ein deutlich andersartiges Verhalten weist die PM10-Belastung in Gärberbach auf (nicht dargestellt). Hier ist das Morgenmaximum schwach ausgeprägt – besonders Donnerstag zeichnet sich durch niedrige morgendliche PM10-Werte aus – und die Konzentration liegt vor allem Nachts sehr viel niedriger als an den anderen Messstellen.

Ein vergleichsweise schwaches und im Verlauf „abgeplattetes“ Morgenmaximum kennzeichnet auch Brixlegg.

Samstage sind an den Messstellen außerhalb von Innsbruck durch flachere morgendliche und abendliche PM10-Konzentrationsmaxima (40 bis $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$) gekennzeichnet. Auch in Innsbruck sind die Konzentrationen morgens niedriger als Montag bis Freitag, sie liegen allerdings nachmittags über den anderen Messstellen. Auffällig ist das ausgeprägte abendliche Maximum in Innsbruck Reichenau (bis $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$), das in dieser Form an keiner anderen Messstelle auftritt und auch Innsbruck Zentrum und Hall weit übertrifft.

Sonntage zeigen insgesamt einen nur schwach ausgeprägten Tagesgang mit flachen morgendlichen und spätabendlichen Maxima in Innsbruck, Hall, Vomp, Kufstein und Wörgl; in Gärberbach fehlt das morgendliche Maximum völlig. Auffällig sind die Tagesgänge von *Brixlegg und Wörgl*, die an Sonntagen keinen regelmäßigen Verlauf erkennen lassen, der auf einen Einfluss spezifischer Emissionen oder meteorologischer Faktoren schließen lässt.

Generell sind die Konzentrationen abends höher, vor allem in Innsbruck Reichenau, Wörgl und Brixlegg.

Im Tagesverlauf ist stets die zweite Nachthälfte am niedrigsten belastet, wobei die geringsten Konzentrationen in der **Nacht von Sonntag auf Montag** auftreten.

In Abbildung 43 sind die mittleren Tagesgänge des KFZ, LKW und SNF-Verkehrs an den Zählstellen Hall und Vomp dargestellt (die LKW und SNF Verläufe in Vomp unterscheiden sich nur unmerklich von denen in Hall und wurden daher nicht dargestellt).

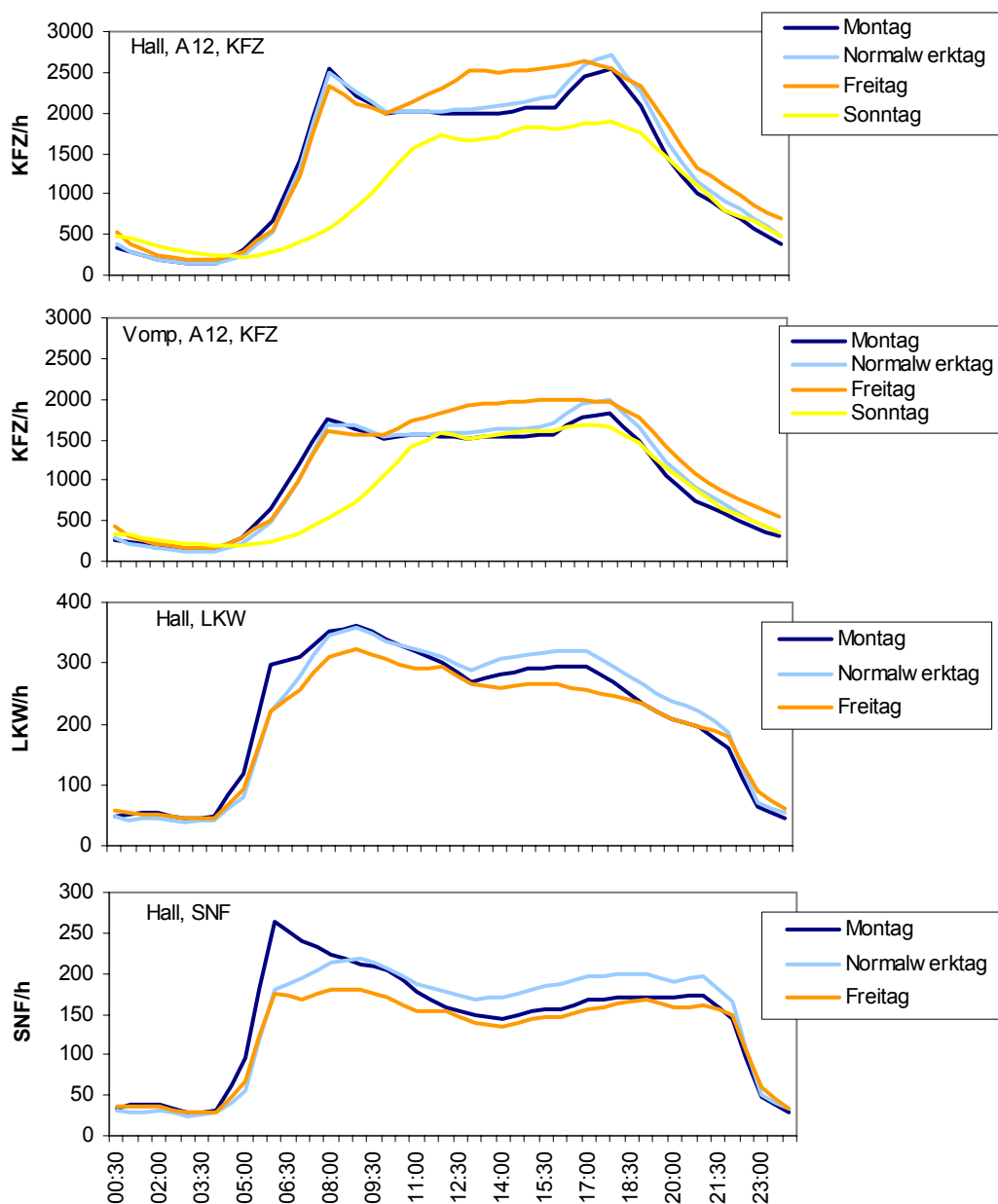


Abbildung 43: Mittlere Tagesgänge des KFZ, LKW und SNF- Verkehrs der A12 in Hall und Vomp

In Abbildung 44 ist beispielhaft der Tagesgang von PM10 in Vomp zusammen mit denen des Verkehrs dargestellt. Die PM10-Konzentration zeigt ein ähnliches Verhalten wie das Verkehrsaufkommen, die Korrelationen betragen 0,6-0,9. Die höchsten Korrelationen treten bei allen Fahrzeugkategorien am Mittwoch auf, die niedrigste für SNF am Montag. Eine eindeutige Zuordnung zu dem Gesamtverkehr, LKW oder SNF-Verkehr ist nicht möglich. Auch kann ein Einfluss von anderen Quellen mit einem ähnlichen Tagesgang der Emissionen nicht ausgeschlossen werden.

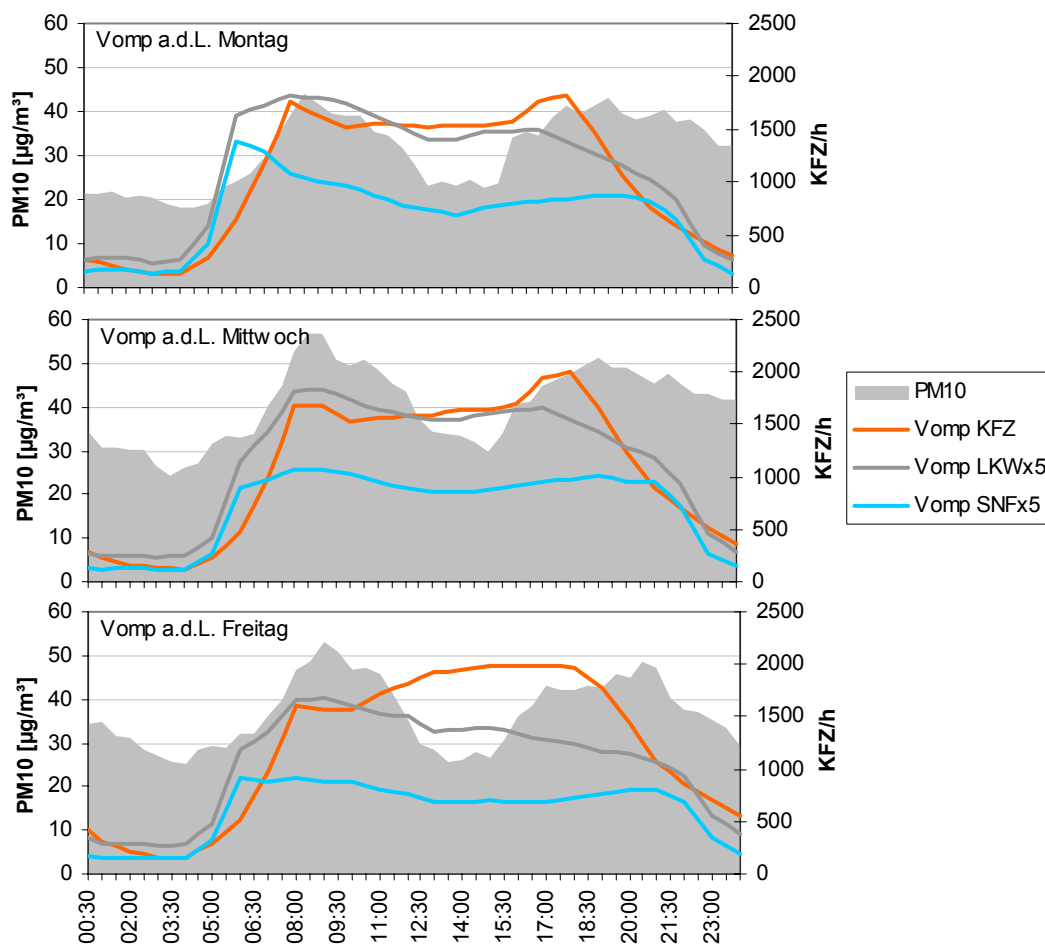


Abbildung 44: Vergleich des Tagesgangs der PM10 Konzentration in Vomp mit dem Verkehr

7.8 Schadstoffkonzentration und Temperaturgradient

In Tabelle 22 und Abbildung 45 ist der Zusammenhang zwischen den Schadstoffkonzentrationen und dem Temperaturgradienten zwischen Innsbruck Flughafen und Sadrach¹⁹ für den Winter 2002 dargestellt (die Temperaturdifferenz-Klassen schließen jeweils die untere Grenze ein).

Die Auswertung zeigt zunächst, dass im Winterhalbjahr Bodeninversionen (Schichtdicke 90 m) während ca. 60% der Zeit auftreten. An allen Nordtiroler Messstellen außer Gärberbach sind starke Inversionen (Temperaturdifferenz Flughafen – Sadrach unter -3°C) im Mittel mit den höchsten PM10-Konzentrationen verbunden.

Als einzige Station zeigt Gärberbach nahezu keine Abhängigkeit vom bodennahen Temperaturgradienten, was an der Lage der Station im unteren Wipptal 100 m über dem Talboden des Inntals (auf gleicher Höhe wie Sadrach) liegt, d.h. oberhalb von bodennahen Inversionen im Inntal.

¹⁹ die Temperaturdaten vom Kellerjoch wurden aus rechentechnischen Gründen hier nicht verwendet, da sie als 15-Min-Mittelwerte vorliegen, nicht aber als Halbstundenmittelwerte in der Datenbank, welche die Immissionsdaten und die meteorologischen Daten der anderen Stationen umfasst.

Am stärksten ist der Einfluss des bodennahen Temperaturgradienten bei den Messstellen in Innsbruck und Hall – dies könnte u.U. daran liegen, dass dieser Temperaturgradient für die weiter talabwärts gelegenen Messstellen weniger aussagekräftig ist; bei sehr stabiler Schichtung weisen diese Messstellen besonders hohe PM10-Konzentrationen auf, während bei Temperaturgradienten über 0°C (d.h. keine Inversion) die PM10-Konzentration räumlich relativ einheitlich ist.

Tabelle 22: Abhängigkeit der Konzentration von der Temperaturdifferenz zwischen Innsbruck Flughafen und Innsbruck Sadrach, Winter 2002. Angaben in µg/m³, nur CO mg/m³

Temperaturdifferenz	bis -3°C	-3 bis 0°C	über 0°C
Anzahl der Werte	1329	4097	3242
PM10 Innsbruck R	72	46	28
PM10 Innsbruck Z	59	41	27
PM10 Gärberbach	25	27	24
PM10 Hall	57	41	27
PM10 Vomp L	50	38	27
PM10 Vomp A12	44	35	28
PM10 Brixlegg	45	35	32
PM10 Wörgl	48	38	30
PM10 Kufstein	38	31	24
PM10 St. Koloman	11	11	9
NO Innsbruck R	128	78	46
NO Innsbruck Z	92	72	54
NO Gärberbach	72	89	84
NO Hall	176	119	64
NO Vomp L	193	120	66
NO Vomp A12	300	234	189
NO Kramsach	34	32	28
NO Wörgl	98	63	40
NO Kufstein	54	44	36
NO ₂ Innsbruck R	57	47	38
NO ₂ Innsbruck Z	60	50	42
NO ₂ Gärberbach	43	43	41
NO ₂ Hall	64	50	39
NO ₂ Vomp L	64	49	41
NO ₂ Vomp A12	74	63	59
NO ₂ Kramsach	45	33	26
NO ₂ Wörgl	40	35	34
NO ₂ Kufstein	52	39	32
CO Innsbruck R	2,0	1,4	1,1
CO Innsbruck Z	1,4	1,2	1,1
CO Vomp A12	1,1	1,0	1,0
SO ₂ Innsbruck Z	16	11	7
SO ₂ Brixlegg	5	5	5
SO ₂ Kufstein	6	5	3

Auch NO, NO₂ und CO sowie SO₂ in Innsbruck und Kufstein weisen bei starken Inversionen (-6 bis -3°C Temperaturdifferenz) die höchsten Konzentrationen auf, nicht aber SO₂ in

Brixlegg, wo keine Abhängigkeit vom Temperaturgradienten Flughafen – Sadrach zu beobachten ist.

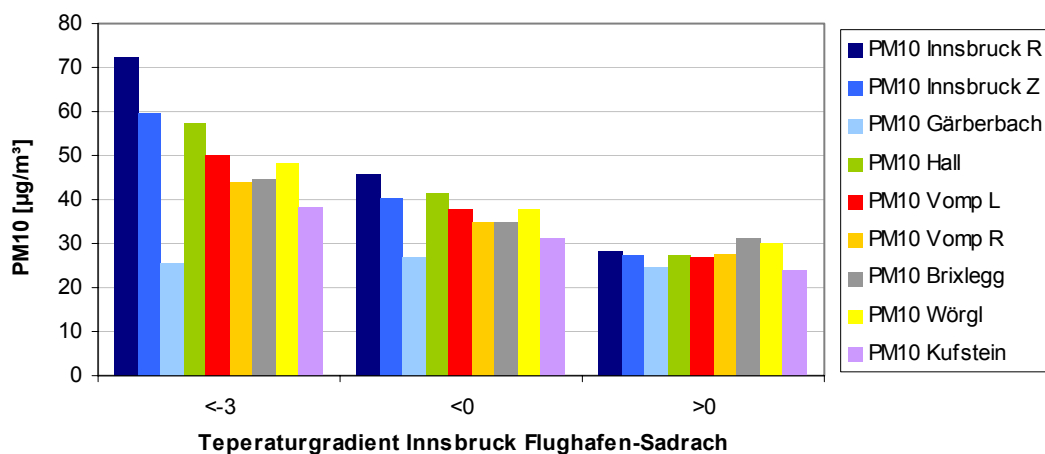


Abbildung 45: Abhängigkeit der PM10-Konzentration von der Temperaturdifferenz zwischen Innsbruck Flughafen und Innsbruck Sadrach, Winter 2002

Auch abgehobene Inversionen zwischen Innsbruck Sadrach und Patscherkofel (Tabelle 23) beeinflussen die PM10-Konzentration an allen Messstellen zwischen Innsbruck und Kufstein stark; die höchsten PM10-Konzentrationen treten bei starken Inversionen (Temperaturdifferenz Innsbruck Sadrach – Patscherkofel unter -3°C) auf. Keine Abhängigkeit vom Temperaturgradienten tritt erst bei Temperaturdifferenzen über 12°C , d.h. bei labiler Schichtung zwischen Sadrach und Patscherkofel, auf.

Die PM10-Konzentration in Gärberbach weist keinerlei Abhängigkeit vom Temperaturgradienten Sadrach – Patscherkofel auf.

In Tabelle 22 wird auch St. Koloman angeführt, obwohl dieses nicht im Untersuchungsgebiet liegt und der Temperaturgradient im Raum Innsbruck für St. Koloman nur eingeschränkte Aussagekraft besitzt. Nichtsdestotrotz ist die Abhängigkeit der PM10-Konzentration in St. Koloman vom Temperaturgradienten von Interesse, denn die PM10-Konzentration zeigt hier keine Abhängigkeit vom Temperaturgradienten zwischen Innsbruck Flughafen und Sadrach und eine gegenläufige Abhängigkeit vom Temperaturgradienten Sadrach – Patscherkofel. Bei nur mäßig stabiler und vor allem bei labiler Schichtung ist die PM10-Belastung in St. Koloman am höchsten. Dies liegt daran, dass hier erhöhte PM10-Belastung von Transport aus dem Tal oder dem Alpenvorland bestimmt wird, der bei labiler Schichtung am stärksten ist.

Tabelle 23: Abhängigkeit der PM10-Konzentration von der Temperaturdifferenz zwischen Innsbruck Sadrach und Patscherkofel, Winter 2002. Angaben in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, nur CO mg/m^3

Temperaturdifferenz	< -6°C	-6 bis -3°C	-3 bis 0°C	0 bis 3°C	3 bis 6°C	6 bis 9°C	9 bis 12°C	12 bis 15°C	über 15°C
Anzahl der Werte	14	130	308	571	1236	1729	1699	926	296
PM10 Innsbruck R	75	67	76	68	59	47	31	26	19
PM10 Innsbruck Z	64	61	65	60	50	42	31	28	22
PM10 Gärberbach	28	21	25	26	28	28	24	21	20
PM10 Hall	74	71	65	55	46	40	28	27	24
PM10 Vomp L	76	52	53	48	41	37	28	29	27
PM10 Vomp A12	65	48	47	44	39	35	26	27	26
PM10 Brixlegg	71	54	43	35	34	34	30	34	37
PM10 Wörgl	84	59	48	42	39	35	28	32	27
PM10 Kufstein	52	38	36	32	32	29	24	29	37
NO Innsbruck R	334	225	190	143	106	73	36	17	10
NO Innsbruck Z	174	151	134	113	90	72	46	28	21
NO Gärberbach	135	100	109	114	96	85	72	53	47
NO Hall	338	228	224	197	145	111	60	36	18
NO Vomp L	486	262	214	176	131	105	76	69	37
NO Vomp A12	703	416	351	300	241	220	193	177	131
NO Kramsach	52	59	48	43	33	28	19	13	8
NO Wörgl	259	174	121	91	74	58	35	27	8
NO Kufstein	134	81	64	53	49	44	29	28	22
NO ₂ Innsbruck R	79	64	62	58	50	49	42	38	25
NO ₂ Innsbruck Z	70	67	63	59	52	51	47	43	34
NO ₂ Gärberbach	54	50	50	47	41	43	44	43	40
NO ₂ Hall	97	74	69	62	52	50	45	43	33
NO ₂ Vomp L	102	72	64	57	48	47	47	48	42
NO ₂ Vomp A12	107	79	73	68	60	61	62	66	64
NO ₂ Kramsach	55	56	51	46	37	34	28	26	20
NO ₂ Wörgl	49	41	38	37	35	35	34	34	26
NO ₂ Kufstein	75	64	57	50	41	39	35	37	32
CO Innsbruck R	4.1	2.8	2.2	1.8	1.3	1.1	0.7	0.5	0.2
CO Innsbruck Z	1.7	1.4	1.3	1.1	1.0	0.9	0.6	0.4	0.3
CO Vomp A12	1.5	1.1	1.0	0.9	0.8	0.7	0.6	0.5	0.4
SO ₂ Innsbruck Z	30	27	22	18	14	11	8	7	4
SO ₂ Brixlegg	10	7	5	5	5	4	4	6	7
SO ₂ Kufstein	11	8	6	5	5	4	4	4	4

7.9 Abhängigkeit der PM10-Konzentration von der Lufttemperatur

In Tabelle 24 und Abbildung 46 wird noch die Beziehung zwischen der PM10-Konzentration und der Temperatur in Innsbruck selbst dargestellt. Hier zeigt sich, dass v. a. Temperaturen unter 5°C mit erhöhter PM10-Belastung verbunden sind, die höchsten Konzentrationen treten an allen Messstellen unter -5°C auf.

Diese Temperaturabhängigkeit kann mit erhöhten Emissionen bei besonders niedriger Temperatur zusammen hängen, aber auch mit gehäuftem Auftreten von niedrigen Boden-

temperaturen bei ungünstigen Ausbreitungsbedingungen, wie die letzten beiden Zeilen in Tabelle 24 zeigen.

Tabelle 24: Abhängigkeit der PM10-Konzentration von der Temperatur in Innsbruck Flughafen, Winter 2002, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

	<-10°C	-10 bis –5°C	-5 bis 0°C	0 bis 5°C	5 bis 10°C	10 bis 15°C	15 bis 20°C	über20°C
PM10 Innsbruck R	58	112	69	39	32	26	22	13
PM10 Innsbruck Z	63	88	56	35	32	27	24	16
PM10 Gärberbach	19	30	30	24	26	24	21	14
PM10 Hall	70	86	50	35	32	28	27	18
PM10 Vomp L	51	69	47	33	30	28	26	28
PM10 Vomp A12	46	61	45	31	28	28	26	29
PM10 Brixlegg	54	63	44	32	29	34	31	29
PM10 Wörgl	54	65	44	34	30	35	31	26
PM10 Kufstein	38	53	36	25	25	29	37	26
Temperaturgradient Flughafen – Sadrach (°C)	-6	-4	0	3	5	7	9	9
Temperaturgradient Sadrach – Patscherkofel (°C)	-2	1	5	7	9	11	14	15

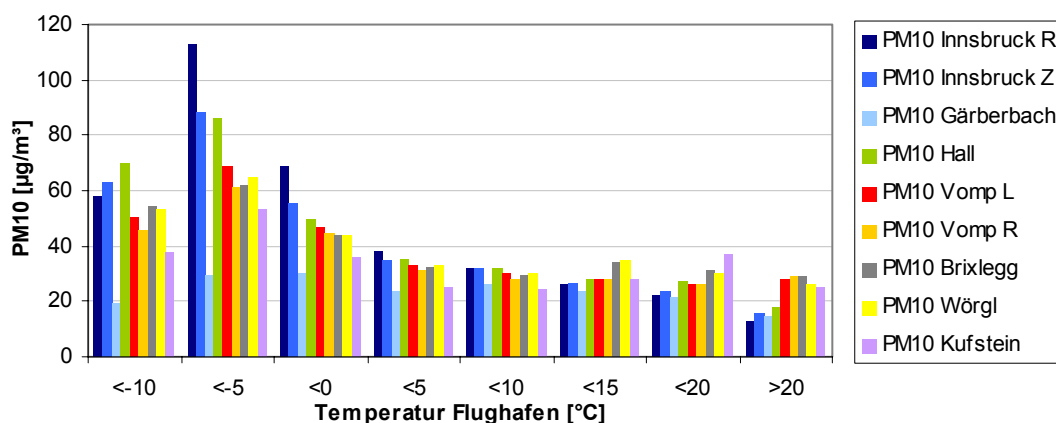


Abbildung 46: Abhängigkeit der PM10-Konzentration von der Temperatur in Innsbruck Flughafen, Winter 2002, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

7.10 Zusammenhang zwischen PM10 und Niederschlag

Der Zusammenhang zwischen PM10-Konzentration und Niederschlag ist insofern von Interesse, als durch Regen bzw. Schnee aufwirbelbarer Staub auf Straßen gebunden wird und somit eine deutliche Minderung der Aufwirbelungsemissionen möglich ist.

Tabelle 25 gibt die mittlere PM10-Konzentration in Abhängigkeit der Niederschlagsmenge in Innsbruck für das Jahr 2002 an; zusätzlich ist für jede Klasse von Niederschlagswerten die mittlere Temperaturdifferenz zwischen Innsbruck Flughafen und Sadrach angegeben.

An allen Messstellen ist die mittlere PM10-Konzentration an niederschlagsfreien Tagen (dies waren 210 Tage) deutlich höher als an Tagen mit Niederschlag. An Tagen mit viel Nieder-

schlag (über 20 mm, 10 Tage) ist die PM10-Konzentration besonders niedrig, während bei Niederschlagsmengen zwischen 1 und 20 mm keine Abhängigkeit der PM10-Konzentration von der Niederschlagsmenge zu erkennen ist.

Eine Einflussgröße, die diese Abhängigkeit der PM10-Konzentration von der Niederschlagsmenge relativiert, ist die Temperaturdifferenz zwischen Innsbruck Flughafen und Sadrach. An Tagen ohne Niederschlag liegt diese im Mittel bei $-1,0\text{ °C}$ (d.h. Inversion), an Tagen mit Niederschlag liegt dieser Temperaturgradient zwischen $-0,2$ und $+0,2\text{ °C}$.

Der Temperaturgradient zwischen Innsbruck Sadrach und Patscherkofel zeigt keinen Zusammenhang mit der Niederschlagsmenge.

Tabelle 25: Abhängigkeit der PM10-Konzentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) von der Niederschlagsmenge, 2002, sowie Temperaturdifferenz Innsbruck Flughafen – Sadrach ($^{\circ}\text{C}$)

Niederschlag (mm)	Brixlegg	Hall	Innsbruck Reichenau	Innsbruck Zentrum	Vomp a.d.L.	Wörgl	Vomp A12 Raststätte	Temperaturdifferenz Flughafen – Sadrach ($^{\circ}\text{C}$)
>20	18	16	15	15	19	16	19	0,2
>10 bis 20	27	23	22	22	26	25	24	-0,2
>5 bis 10	20	22	20	19	23	20	22	0,0
1 bis 5	25	22	22	22	22	23	22	-0,1
0	34	34	38	35	33	33	31	-1,0

Tabelle 26 gibt die entsprechende Auswertung für die Wintermonate 2002 an. An Tagen ohne Niederschlag ist auch im Winter die mittlere PM10-Konzentration höher als an Tagen mit Niederschlag, wobei jene fünf Tage mit über 20 mm Niederschlag besonders niedrige PM10-Konzentrationen aufweisen.

Tage ohne Niederschlag zeichnen sich auch im Winter durch deutlich ungünstigere Ausbreitungsbedingungen (Inversion zwischen Innsbruck Flughafen und Sadrach, stabile Schichtung zwischen Sadrach und Patscherkofel) aus.

Tabelle 26: Abhängigkeit der PM10-Konzentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) von der Niederschlagsmenge, Winter 2002, sowie Temperaturdifferenz Innsbruck Flughafen – Sadrach ($^{\circ}\text{C}$)

Niederschlag (mm)	Brixlegg	Hall	Innsbruck Reichenau	Innsbruck Zentrum	Vomp a.d.L.	Wörgl	Vomp A12 Raststätte	Temperaturdifferenz Flughafen – Sadrach	Temperaturdifferenz Sadrach – Patscherkofel
>20	21	18	17	17	22	19	22	0,0	10,2
>10 bis 20	38	36	36	34	37	35	35	-1,0	9,0
>5 bis 10	26	33	31	26	30	29	29	-0,2	9,6
1 bis 5	26	26	27	25	25	28	25	-0,3	7,9
0	39	44	51	45	40	40	37	-1,4	7,3

Die entsprechende Auswertung für Winter 2002 für Tage ohne bzw. mit Inversion zwischen Flughafen und Sadrach ist in Tabelle 27, Tabelle 28 und Tabelle 29 zu sehen. Dadurch wird der Einfluss der Ausbreitungsbedingungen auf die PM10-Belastung berücksichtigt.

Von den 53 Tagen ohne Inversion im Tagesmittel wiesen die 20 Tage ohne Niederschlag im Mittel deutlich höhere PM10-Konzentrationen auf als Tage mit Niederschlag, wobei der Unterschied in Brixlegg am stärksten ist. Dies könnte ein Hinweis auf einen überdurchschnittlichen Beitrag von (Wieder-) Aufwirbelung in Brixlegg sein.

Tage mit leichter Inversion (Temperaturdifferenz zwischen 0 und -1°C) zwischen Innsbruck Flughafen und Sadrach zeigen in Innsbruck und Wörgl nur eine geringe Abhängigkeit der PM10-Konzentration von der Niederschlagsmenge, in Brixlegg, Hall und Vomp keine.

Tage mit starker Inversion (Temperaturdifferenz unter -1°C zwischen Flughafen und Sadrach) zeigen in Innsbruck, Hall und Vomp an Tagen mit Niederschlag deutlich niedrigere PM10-Konzentrationen als an Tagen ohne Niederschlag; demgegenüber ist in Brixlegg und Wörgl kein systematisches Verhalten festzustellen.

Tabelle 27: Abhängigkeit der PM10-Konzentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) von der Niederschlagsmenge, Winter 2002 ohne Inversion zwischen Flughafen und Sadrach

Niederschlag (mm)	Brixlegg	Hall	Innsbruck Reichenau	Innsbruck Zentrum	Vomp a.d.L.	Wörgl	Vomp A12 Raststätte
>10	20	19	21	20	23	18	23
>5 bis 10	20	28	26	24	24	18	23
1 bis 5	27	23	24	23	23	25	23
0	40	28	31	30	28	29	29

Tabelle 28: Abhängigkeit der PM10-Konzentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) von der Niederschlagsmenge, Winter 2002 mit leichter Inversion zwischen Flughafen und Sadrach

Niederschlag (mm)	Brixlegg	Hall	Innsbruck Reichenau	Innsbruck Zentrum	Vomp a.d.L.	Wörgl	Vomp A12 Raststätte
>10	31	31	29	26	30	27	28
>5 bis 10	32	38	40	31	37	38	36
1 bis 5	22	27	30	27	27	26	25
0	31	33	33	32	31	32	29

Tabelle 29: Abhängigkeit der PM10-Konzentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) von der Niederschlagsmenge, Winter 2002 mit starker Inversion zwischen Flughafen und Sadrach

Niederschlag (mm)	Brixlegg	Hall	Innsbruck Reichenau	Innsbruck Zentrum	Vomp a.d.L.	Wörgl	Vomp A12 Raststätte
>5	42	35	28	29	40	45	35
1 bis 5	32	30	28	27	29	38	27
0	42	52	63	55	46	46	42

Zusammenfassend ist damit ein Zusammenhang zwischen Niederschlagsmenge und PM10-Konzentration festzustellen. *Tage mit Niederschlag weisen im Mittel niedrigere PM10-Konzentrationen auf als solche ohne Niederschlag.*

Relativiert werden diese Aussagen durch die geringe Anzahl von Tagen mit Niederschlag (an Tagen ohne Inversion 32 Niederschlagstage, an Tagen mit leichter Inversion 20 Niederschlagstage, an Tagen mit starker Inversion 12 Niederschlagstage). Im ganzen Jahr 2002 gab es an 10 Tagen über 20 mm, an 28 Tagen über 10 mm Niederschlag.

7.11 Zusammenhang zwischen PM10, Straßenzustand und Straßenstreuung

Folgende mögliche Einflüsse von Straßenzustand und Winterstreuung auf die PM10-Belastung sind zu erwarten:

- ✓ verminderte Staubaufwirbelung bei schneebedeckter oder nasser Fahrbahn
- ✓ erhöhte Staubaufwirbelung nach Streuung mit Salz oder Splitt.

Grundsätzlich wurde 2002 sehr wenig gestreut, da es kaum Niederschlag gab. Dies bedeutet andererseits, dass die Straßen vermutlich über lange Zeit trocken waren und Aufwirbelung eine nennenswerte Rolle gespielt haben könnte. Ein unbekannter Faktor ist, wie schnell Straßen aufdrocknen und wie lange Salz oder Splitt auf den Straßen verblieben ist (vor Kehren oder völliger Abwehung).

Da in den Wintermonaten im Jahr 2002 in Nordtirol relativ wenig Niederschlag fiel und relativ selten Straßenstreuung erfolgte, sind die folgenden Aussagen über erhöhte PM10-Belastung bei Straßenstreuung allerdings wenig aussagekräftig.

Abhängigkeit der PM10-Konzentration in Vomp von der Straßenstreuung auf der A12

Auf der A12 wurde im Jahr 2002 an 17 Tagen Salz gestreut. Davon war an 11 Tagen die Fahrbahn nass, an 6 Tagen trocken oder teilweise nass. Aufgrund dieser geringen Anzahl von Tagen mit Streuung sind die Aussagen zum Einfluss der Streuung auf die PM10-Belastung in Tabelle 30 als äußerst unsicher zu betrachten (die ebenfalls angeführte Temperaturdifferenz zwischen Innsbruck Flughafen und Sadrach deutet darauf hin, dass die Unterschiede in der PM10-Belastung wenig vom Temperaturgradienten beeinflusst sind). Die hohe mittlere PM10-Belastung an Tagen mit Streuung und trockener oder teilweise nasser Fahrbahn gehen v. a. auf die hohen Konzentrationen am 9. und 11.1.2002 zurück.

Tabelle 30: PM10-Konzentration in Vomp in Abhängigkeit vom Fahrbahnzustand der A12 und der Salzstreuung ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), sowie mittlerer Temperaturgradient Innsbruck Flughafen - Sadrach, Winter 2002

	Tage	PM10 Vomp a.d.L.	PM10 Vomp A12	Temperaturgradient Flughafen – Sadrach (°C)
Streuung	17	38	35	-1,3
Streuung, nass	11	32	29	-1,4
Streuung, trocken	6	48	47	-1,2
Tage ohne Streuung	165	35	33	-1,0

Abhängigkeit der PM10-Konzentration in Brixlegg von der Straßenstreuung

In Brixlegg liegt im Winter 2002 an den 49 Tagen mit Straßenstreuung die mittlere PM10-Konzentration bei $46 \mu\text{g}/\text{m}^3$, an Tagen ohne Splittstreuung bei $31 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Allerdings weisen Tage mit Streuung deutlich ungünstigere Ausbreitungsbedingungen auf als Tage ohne Streuung. Eine analoge Aussage ergibt sich auch, wenn man sich bei der Auswertung auf Tage mit Inversion zwischen Innsbruck Flughafen und Sadrach beschränkt.

Abhängigkeit der PM10-Konzentration in Brixlegg von der Schneeräumung

Unter der Annahme, dass in Brixlegg dann Schnee geräumt wird, wenn Schnee liegt, würde man an Tagen mit Schneeräumung geringere PM10-Konzentrationen erwarten. Tatsächlich ist das Gegenteil der Fall, in Brixlegg liegt an den 9 Tagen des Winters 2002, an denen Schnee geräumt wurde, die mittlere PM10-Konzentration bei $48 \mu\text{g}/\text{m}^3$, an den übrigen Tagen bei $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Mit ein Grund dafür ist jedenfalls, dass Tage mit Schneeräumung deutlich ungünstigere Ausbreitungsbedingungen (Temperaturgradient Flughafen – Sadrach $-2,5^\circ\text{C}$, ansonsten $-0,9^\circ\text{C}$) aufwiesen. Zudem sind die 9 Tage mit Schneeräumung statistisch wenig aussagekräftig.

In Innsbruck Zentrum wurde im Jahr 2002 an nur neun Tagen, in Innsbruck Reichenau an sieben Tagen, in Wörgl an lediglich 15 Tagen gestreut, sodass eine Auswertung keine statistisch aussagekräftigen Ergebnisse liefern würde.

7.12 Luftmassenaustausch im Inntal und Schadstofftransport aus dem Alpenvorland

Als Vorbelastung wird die Schadstoffkonzentration jener Luftmasse bezeichnet, welche durch den Wind über das Untersuchungsgebiet transportiert wird. Messtechnisch wäre sie am jeweiligen luvseitigen Rand des Untersuchungsgebietes zu erfassen.

Bei einem Alpental wie dem Inntal sind dabei folgende spezielle Aspekte zu beachten:

- Luft kann horizontal nur durch die Mündung des Inntals auf dem Bayerischen Alpenvorland einströmen;
- Luft kann die umliegenden Berge überströmen.

Bei der Untersuchung von PM10-Belastungsepisoden in der gegenständlichen Studie sind speziell Situationen mit ungünstigen Ausbreitungsbedingungen im Winter, i.d.R. bei Hochdruckwetterlagen, von Relevanz. Bei derartigen Wetterlagen ist aufgrund der stabilen Schichtung der bodennahen Atmosphäre nicht mit einem Überströmen der Berge zu rechnen; der einzige Weg, den Luftmassen bei stabiler Schichtung in das Inntal nehmen können, ist damit jener aus dem Bayerischen Alpenvorland.

Bei einer mittleren Windgeschwindigkeit um 2 m/s wird Luft während einer täglichen ca. zehnstündigen Taleinwindperiode ca. 70 km talaufwärts verfrachtet, d.h. eine Luftmasse würde von Erl beim Ausgang des Inntals bis ca. Hall i.T. verfrachtet werden. Die Windgeschwindigkeit ist nachts bei Talauswind i.d.R. geringer, sodass man davon ausgehen kann, dass ein relativ großer Teil der im Inntal lagernden Luft das Inntal bei stabiler Temperaturschichtung und regelmäßiger Ausbildung der Talwindzirkulation – d.h. ohne großräumig gesteuerten Luftmassenwechsel – nachts nicht verlässt.

Die einzigen PM10-Messdaten im südlichen Bayerischen Alpenvorland liegen von der Messstelle Trostberg vor. Diese Messstelle befindet sich ca. 55 km (Luftlinie) nordöstlich von Kufstein bzw. ca. 45 km nordöstlich des Ausgangs des Inntales unterhalb von Erl.

Die in Trostberg gemessene PM10-Konzentration ist an 46% der Tage im Winterhalbjahr 2002 höher als in Kufstein (die niedrigst belastete Messstelle im Unterinntal), an 31% höher als in Wörgl. Von den 37 Tagen, an denen im Winter 2002 in Wörgl ein TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auftrat, wies an 43% Trostberg eine höhere PM10-Konzentration als Kufstein und 27% als in Wörgl auf. Im Sommer die Konzentration in Trostberg nahezu durchgehend höher als im Inntal.

Dies lässt den Schluss zu, dass Luft aus dem Raum um Trostberg i.d.R. mit der Talwindzirkulation nicht in das Inntal einströmt; wäre dies der Fall, so würde in Kufstein jedenfalls eine höhere PM10-Belastung auftreten als in Trostberg.

Der Bereich, aus dem Luft in das Inntal „angesaugt“ wird, ist damit wesentlich kleiner als die Distanz vom Ausgang des Inntals bis Trostberg.

Trostberg erfasst die PM10-Belastung einer Luftmasse, die das Inntal in der Regel nicht erreicht und die entweder von lokalen bis regionalen PM10-Quellen (einschließlich Bildung sekundärer Aerosole) oder von Ferntransport beeinflusst wird (der das Inntal nicht erreicht).

Dieser Befund sowie die Detailanalyse der Belastungsepisoden (Anhang 3) deuten darauf hin, dass bei mehrtägigen Hochdruckwetterlagen mit stabiler Schichtung der bodennahen Atmosphäre die Luftmasse im Inntal relativ abgeschlossen ist.

Ob „Verdünnung“ durch schadstoffärmere Luft aus dem Alpenvorland dafür verantwortlich ist, dass in Kufstein eine deutlich geringere PM10-Belastung gemessen wird als in Wörgl, lässt sich mit den vorliegenden Daten nicht feststellen, da die PM10-Emissionen in Kufstein und in Wörgl zu wenig präzise bekannt sind und da über die „Vorbelastung“ unterhalb von Kufstein keine Daten vorliegen. (In Hinblick auf die Unsicherheiten der Kenntnis der PM10-Emissionen lässt sich auch nicht feststellen, ob Kufstein und Wörgl für größere Gebiete des Inntals repräsentativ sind und ob nicht im Unterinntal im Bereich Kufstein auch höhere PM10-Konzentrationen auftreten können.)

Die Detailanalyse der Belastungsepisoden zeigt, dass an jedenfalls 12 Tagen im Winter 2002 PM10-Transport aus dem Bayerischen Alpenvorland ins untere Inntal dazu beitrug, dass Kufstein und Wörgl höhere PM10-Belastungen aufwiesen als die weiter talaufwärts gelegenen Messstellen.

Als Arbeitshypothese für die Abschätzung der Beiträge einzelner Quellgruppen zur PM10-Belastung im Unterinntal wird daher davon ausgegangen, dass das Unterinntal während der Belastungsepisoden, an denen TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auftraten, eine weitgehend abgeschlossene Luftmasse darstellt, in der Luftmassenaustausch mit anderen Regionen eine nur untergeordnete Rolle spielt. Daher werden nur Emittenten innerhalb des Untersuchungsgebietes berücksichtigt.

7.13 Untersuchung des Unterschieds zwischen Vomp an der Leiten und Raststätte

Zu den auffallenden Eigenheiten des Belastungsbildes im Unterinntal gehört der Unterschied der PM10-Konzentration an den beiden Messstellen in Vomp. Im Jahresmittel lag 2002 die PM10-Konzentration in Vomp A12 bei $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in Vomp an der Leiten bei $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Wintermittelwerte 33 bzw. $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$); deutlicher sind die Unterschiede bei der Anzahl der TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$: 37 in Vomp a.d.L. und 29 in Vomp A12.

Tabelle 31 zeigt für Winter 2002 (Jän.-März, Okt.-Dez.) die Auswertung der Differenz der PM10-Konzentration (HMW) Vomp an der Leiten minus Vomp A12 nach vier Klassen des Temperaturgradienten zwischen Innsbruck Flughafen und Innsbruck Sadrach und – innerhalb dieser – drei Klassen der Windgeschwindigkeit in Vomp A12. Dabei zeigt sich deutlich, dass die PM10-Konzentration in Vomp a.d.L. umso höher über jener in Vomp A12 liegt, je ungünstiger die Ausbreitungsbedingungen und je geringer die Windgeschwindigkeit sind. Lediglich bei neutraler bis labiler Temperaturschichtung ist die PM10-Konzentration im Mittel in Vomp A12 höher als in Vomp a.d.L.

Tabelle 31: Abhängigkeit der Differenz der HMW der PM10-Konzentration (Vomp an der Leiten – Vomp A12) von der Temperaturdifferenz Innsbruck Flughafen – Sadrach und von der Windgeschwindigkeit in Vomp A12, Winter 2002 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Temperaturdifferenz	Wige < 0,5 m/s	Wige 0,5 bis 0,9 m/s	Wige > 0,9 m/s
-9,5 bis -2,2 °C	5	7	3
-2,2 bis -0,5 °C	4	4	1
-0,5 bis +0,4 °C	2	1	1
0,4 bis 5,6 °C	-1	-2	-2

Die NO- und die NO₂-Konzentration sind in allen Temperaturdifferenz- und Windgeschwindigkeitsklassen in Vomp A12 im Mittel höher als in Vomp a.d.L., wobei der Unterschied bei günstigen Ausbreitungsbedingungen größer ist als bei ungünstigen. So liegt im Mittel bei Temperaturdifferenzen unter -2,2°C die NO₂-Konzentration in Vomp A12 um 11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ höher als in Vomp a.d.L., bei Temperaturdifferenzen über +0,5°C um 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dies ist damit erklärbar, dass bei ungünstigen Ausbreitungsbedingungen lokale Schadstoffanreicherung beide Messstellen betrifft, bei günstigeren Ausbreitungsbedingungen stärker Vomp A12. Die Differenz der NO₂-Konzentration zwischen beiden Messstellen ändert sich kaum mit der Windgeschwindigkeit; die NO-Differenz ist bei Geschwindigkeiten zwischen 0,5 und 0,9 m/s am höchsten.

Vomp A12 ist unmittelbar den PM10-Emissionen der Inntalautobahn ausgesetzt, Vomp a.d.L. liegt etwa 100 m von der Autobahn entfernt und gegenüber dieser durch Bäume abgeschirmt. Als plausible Erklärung für die dennoch höhere PM10-Konzentration in Vomp a.d.L. gegenüber Vomp A12 kann die *bessere Durchlüftungssituation der Station Vomp A12* angenommen werden. Vomp A12 liegt frei anströmbar auf offener Wiese, während sich Vomp a.d.L. etwas tiefer als die Autobahn befindet, von Wohnhäusern umgeben und nach Nordwesten und Südwesten von Waldstreifen abgeschirmt ist. Neben den lokalen Emissionen der Autobahn und aus Wohnhäusern in unmittelbarer Nähe von Vomp a.d.L. sind beide Messstellen von Schadstoffanreicherung innerhalb des gesamten Inntals betroffen, die an der weniger gut durchlüfteten Station Vomp a.d.L. stärker in Erscheinung tritt als in Vomp A12, wobei die Schadstoffanreicherung bei PM10 aufgrund der höheren Lebensdauer wesentlich stärker ins Gewicht fällt als bei NO₂.

Die Differenz im Belastungsniveau beider Messstellen dürfte daher wesentlich von den „günstigeren“ Ausbreitungsbedingungen an der Messstelle Vomp A12, wo eine bessere Verdünnung der Schadstoffe möglich ist, bestimmt sein.

Die im Mittel relativ geringen Unterschiede in den Konzentrationen an beiden Messstellen wirken sich deswegen in einer deutlich höheren Anzahl an TMW über 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in Vomp a.d.L. aus, als gerade bei winterlichen Inversionslagen die Konzentration häufig im ganzen Unterinntal in einem engen Bereich um 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ liegt und bereits geringfügig erhöhte Konzentrationen zu vermehrten Überschreitung von 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ führen können.

Im Unterinntal dürfte es damit ein kleinräumig variables Muster von Gebieten mit und ohne Grenzwertverletzung bei PM10 geben. Ob der Grenzwert überschritten ist oder nicht, dürfte stark von den lokalen Durchlüftungsverhältnissen und lokalen Emissionen abhängen.

Darüber hinaus kann angenommen werden, dass entlang der A12 unterhalb von Vomp PM10-Konzentrationen knapp unter oder über dem Grenzwert auftreten – je nach Durchlüftungsverhältnissen -, in Hinblick auf das in der Nähe von Innsbruck wachsende Verkehrsaufkommen die PM10-Belastung zwischen Vomp und Innsbruck an der A12 über dem Grenzwert liegt.

7.14 Abschätzung des lokalen Beitrags in Brixlegg

Grundsätzlich zeigt das PM10-Belastungsbild in Brixlegg bei Belastungsepisoden folgende Spezifika:

- häufige kurzzeitige Spitzen, die das großflächige Belastungsniveau im Unterinntal deutlich übersteigen
- PM10-Spitzen treten oft, aber keineswegs immer gleichzeitig mit hohen SO₂-Spitzen auf
- PM10-Spitzen treten sehr häufig an Tagen mit hohen SO₂-Spitzen auf
- ➔ *dies sind Hinweise, dass Prozessemissionen der Montanwerke einen wesentlichen Beitrag zur PM10-Belastung in Brixlegg liefern*
- fallweise treten erhöhte PM10-Konzentrationen bei Ostwind mit höheren Windgeschwindigkeiten auf.
- ➔ *dies kann ein Hinweis sein, dass im Bereich der Montanwerke aufwirbelbarer Staub zur PM10-Belastung beiträgt.*

Die quantitative Abschätzung des lokalen Beitrags der PM10-Belastung in Brixlegg erfolgt anhand der minimalen Konzentration der Messstellen in Vomp, Brixlegg und Wörgl als Abschätzung einer „Hintergrundbelastung“ im mittleren Unterinntal. Die über diese Minimalkonzentration hinausgehende Konzentration in Brixlegg (sofern sie höher liegt) wird als Beitrag lokaler Emittenten betrachtet, wobei hierfür primär die Montanwerke in Frage kommen.

Ausgewertet wurde für den Winter 2002 jeweils für nordöstlichen und südöstlichen Wind die Abhängigkeit

- der PM10- und SO₂-Konzentration in Brixlegg,
- der PM10-Konzentration in Vomp a.d.L. (als nicht unmittelbar von nahen Quellen beeinflusste Messstelle) sowie
- der Differenz der PM10-Konzentration in Brixlegg gegenüber dem Minimum von Vomp, Brixlegg und Wörgl von
- der Temperaturdifferenz Innsbruck Flughafen - Sadrach und
- von der Windgeschwindigkeit in Brixlegg (Tabelle 32 und Tabelle 33).

Die Auswertung wird jeweils für nordöstlichen Wind (Sektor 315° bis 135°) und südwestlichen Wind (Sektor 135° bis 315°) durchgeführt, wobei Windstille (Windrichtung und Windgeschwindigkeit exakt 0) in beiden Klassen enthalten sind. Die Temperaturdifferenz Flughafen – Sadrach wurde in drei ungefähr gleich große Klassen mit den Obergrenzen – 1,1°C (starke Inversion) und +0,4°C (mäßige Inversion bis neutral) gruppiert, die Windgeschwindigkeit in Brixlegg in drei Klassen mit den Obergrenzen 0,5 m/s und 1,0 m/s; diese Klassen sind unterschiedlich groß, da niedrige Windgeschwindigkeiten bei stabiler Schichtung häufiger auftreten.

Tabelle 32: PM10-Konzentration in Brixlegg und Vomp a.d.L., Differenz der PM10-Konzentration in Brixlegg gegenüber dem Minimum von Vomp a.d.L., Vomp A12, Brixlegg und Wörgl sowie SO₂-Konzentration in Brixlegg, in Abhängigkeit vom Temperaturgradienten Innsbruck Flughafen – Sadrach und von der Windgeschwindigkeit in Brixlegg, Winter 2002, Wind aus dem Sektor **Nordost** (315° bis 135°). Angaben in µg/m³

Temperaturdifferenz Flughafen – Sadrach, starke Inversion (< -1,1°C)

	Windgeschwindigkeit		
	unter 0,5 m/s	0,5 bis unter 1,0 m/s	ab 1 m/s
PM10 Vomp a.d.L.	45	43	40
PM10 Brixlegg	39	41	48
Differenz PM10 Brixlegg – Minimum [Vomp, Brixlegg, Wörgl]	9	12	22
SO ₂ Brixlegg	4	5	7

Temperaturdifferenz Flughafen – Sadrach, geringe Inversion (-1,1 bis 0,4°C)

	Windgeschwindigkeit		
	unter 0,5 m/s	0,5 bis unter 1,0 m/s	ab 1 m/s
PM10 Vomp a.d.L.	34	30	27
PM10 Brixlegg	30	33	42
Differenz PM10 Brixlegg – Minimum [Vomp, Brixlegg, Wörgl]	6	12	22
SO ₂ Brixlegg	4	5	7

Temperaturdifferenz Flughafen – Sadrach, keine Inversion (>0,4°C)

	Windgeschwindigkeit		
	unter 0,5 m/s	0,5 bis unter 1,0 m/s	ab 1 m/s
PM10 Vomp a.d.L.	28	26	24
PM10 Brixlegg	27	30	45
Differenz PM10 Brixlegg – Minimum [Vomp, Brixlegg, Wörgl]	6	11	25
SO ₂ Brixlegg	3	4	10

Im Mittel liegt im Winter 2002 bei Nordostwind die PM10-Konzentration in Brixlegg bei 39 µg/m³, in Vomp a.d.L. bei 33 µg/m³; die mittlere Differenz der PM10-Konzentration in Brixlegg gegenüber dem Minimum von Vomp, Brixlegg und Wörgl (sofern sie größer gleich null ist) beträgt 16 µg/m³.

Tabelle 33: PM10-Konzentration in Brixlegg und Vomp a.d.L., Differenz der PM10-Konzentration in Brixlegg gegenüber dem Minimum von Vomp a.d.L., Vomp A12, Brixlegg und Wörgl sowie SO₂-Konzentration in Brixlegg, in Abhängigkeit vom Temperaturgradienten Innsbruck Flughafen – Sadrach und von der Windgeschwindigkeit in Brixlegg, Winter 2002, Wind aus dem Sektor **Südwest**. Angaben in µg/m³

Temperaturdifferenz Flughafen – Sadrach < -1,1°C

	Windgeschwindigkeit		
	unter 0,5 m/s	0,5 bis unter 1,0 m/s	ab 1 m/s
PM10 Vomp a.d.L.	46	53	40
PM10 Brixlegg	40	47	32
Differenz PM10 Brixlegg – Minimum [Vomp, Brixlegg, Wörgl]	9	10	7
SO ₂ Brixlegg	4	5	4

Temperaturdifferenz Flughafen – Sadrach -1,1 bis 0,4°C

	Windgeschwindigkeit		
	unter 0,5 m/s	0,5 bis unter 1,0 m/s	ab 1 m/s
PM10 Vomp a.d.L.	36	37	30
PM10 Brixlegg	30	31	22
Differenz PM10 Brixlegg – Minimum [Vomp, Brixlegg, Wörgl]	5	5	4
SO ₂ Brixlegg	3	3	2

Temperaturdifferenz Flughafen – Sadrach >0,4°C

	Windgeschwindigkeit		
	unter 0,5 m/s	0,5 bis unter 1,0 m/s	ab 1 m/s
PM10 Vomp a.d.L.	28	31	26
PM10 Brixlegg	25	26	20
Differenz PM10 Brixlegg – Minimum [Vomp, Brixlegg, Wörgl]	5	5	3
SO ₂ Brixlegg	3	3	2

Demgegenüber liegt bei Südwestwind die PM10-Konzentration im Wintermittel 2002 in Brixlegg bei 33 µg/m³, in Vomp a.d.L. bei 39 µg/m³; die mittlere Differenz der PM10-Konzentration in Brixlegg gegenüber dem Minimum von Vomp, Brixlegg und Wörgl (sofern sie größer gleich null ist) beträgt 7 µg/m³.

Die SO₂-Konzentration ist in Brixlegg im Winter 2002 bei Nordostwind mit 6 µg/m³ deutlich höher als bei Südwestwind mit 4 µg/m³.

Noch deutlicher tritt der zusätzliche lokale Beitrag in Brixlegg in der windrichtungsabhängigen Auswertung (Tabelle 32 und Tabelle 33) zu Tage, wobei sich überraschende Zusammenhänge mit der Windgeschwindigkeit zeigen, die in der mittleren Windgeschwindigkeitsabhängigkeit (Abbildung 36) nicht so deutlich aufscheinen. Unabhängig von der Windrich-

Die PM10-Konzentration bei starken Inversionen höher als bei günstigeren Ausbreitungsbedingungen.

Während in Vomp aber bei *Nordostwind* die PM10-Konzentration mit der Windgeschwindigkeit abnimmt – infolge stärkerer mechanischer Turbulenz und damit rascherer Schadstoffverdünnung – nimmt sie in Brixlegg mit der Windgeschwindigkeit zu; die Differenz der PM10-Konzentration in Brixlegg gegenüber dem Minimum [Vomp, Brixlegg, Wörgl] nimmt mit der Windgeschwindigkeit noch stärker zu, und diese Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit ist bei günstigen Ausbreitungsbedingungen stärker als bei starken Inversionen. Auch die SO₂-Konzentration in Brixlegg nimmt bei Nordostwind mit der Windgeschwindigkeit zu, am stärksten bei günstigen Ausbreitungsbedingungen. Die Differenz der PM10-Konzentration in Brixlegg gegenüber dem Minimum [Vomp, Brixlegg, Wörgl] ist von den Ausbreitungsbedingungen kaum abhängig.

Demgegenüber zeigt die mittlere PM10-Konzentration in Brixlegg bei *Südwestwind* ein „übliches“ Verhalten, nämlich eine Abnahme mit zunehmender Windgeschwindigkeit. Die Differenz der PM10-Konzentration in Brixlegg gegenüber dem Minimum [Vomp, Brixlegg, Wörgl] ist bei günstigen Ausbreitungsbedingungen niedriger als bei starken Inversionen, und sie nimmt mit zunehmender Windgeschwindigkeit ab. Auch die SO₂-Konzentration ist bei Südwestwind bei günstigen Ausbreitungsbedingungen niedriger als bei starken Inversionen, sie hängt, anders als bei Nordostwind, praktisch nicht von der Windgeschwindigkeit ab.

Die Tatsache, dass in Brixlegg PM10-Spitzen häufig an Tagen mit SO₂-Spitzen auftreten, drückt sich nur beschränkt in statistischen Korrelationen aus. Die TMW von PM10 und SO₂ korrelieren in Brixlegg im Winter 2002 mit 0,74; betrachtet man die HMW, so liegt die Korrelation bei Nordostwind bei 0,37, bei Südwestwind bei 0,71.

Die Differenz der PM10-Konzentration (HMW) in Brixlegg gegenüber dem Minimum [Vomp, Brixlegg, Wörgl] zeigt praktisch keine Korrelation mit SO₂ (0,37 bei Nordostwind, 0,28 bei Südwestwind).

Tabelle 34 zeigt einen deutlichen Zusammenhang zwischen dem „lokalen Beitrag“ der PM10-Belastung in Brixlegg – als Differenz zum Minimum der TMW der Konzentration in Vomp, Brixlegg und Wörgl – und der SO₂-Konzentration (max. HMW des Tages und TMW) in Brixlegg. An jenen 67 Tagen, an denen die PM10-Konzentration in Brixlegg mehr als 10 µg/m³ höher war als das Minimum von Vomp, Brixlegg und Wörgl betrug die SO₂-Konzentration im Mittel 8,3 µg/m³, an den 26 Tagen, an denen die PM10-Konzentration in Brixlegg mehr als 20 µg/m³ höher war als das Minimum, 9,3 µg/m³; demgegenüber beträgt sie im Mittel an Tagen, an denen die PM10-Konzentration in Brixlegg das Minimum von Vomp, Brixlegg und Wörgl darstellt, 2,9 µg/m³.

Tabelle 34: SO₂-Konzentration in Brixlegg in Relation zum lokalen PM10-Beitrag

PM10 Brixlegg – Minimum [Vomp, Brixlegg, Wörgl], TMW, µg/m ³	SO ₂ TMW (µg/m ³)	SO ₂ max. HMW (µg/m ³)
>20	9,3	47,6
>10 bis 20	5,6	54,4
>0 bis 10	4,4	27,3
0	2,9	8,4

Daraus lassen sich die folgenden Schlüsse ziehen:

- ✓ die PM10- und die SO₂-Konzentration werden in Brixlegg stark von einer Quelle nordöstlich der Messstelle beeinflusst. Lokale Schadstoffanreicherung bei starken Inversionen und schwachem Wind spielt eine geringere Rolle als gerichtete Schadstoffadvektion, die bei „höheren“ Windgeschwindigkeiten - was an diesem Standort > 1 m/s bedeutet – stärker zum Tragen kommt.
- ✓ die Differenz der PM10-Konzentration in Brixlegg gegenüber dem Minimum [Vomp, Brixlegg, Wörgl] nimmt bei Nordostwind bei ungünstigen Ausbreitungsbedingungen stärker mit der Windgeschwindigkeit zu als SO₂; dies könnte ein Hinweis auf einen Beitrag von PM10-Aufwirbelung sein.
- ✓ die SO₂-Hintergrundkonzentration bei Südwestwind dürfte im Unterinntal bei günstigen Ausbreitungsbedingungen um 2 µg/m³, bei starken Inversionen um 4 µg/m³ liegen.
- ✓ anders als SO₂ zeigt PM10 bei Südwestwind eine deutliche Abnahme mit der Windgeschwindigkeit, sodass die PM10-Belastung in Brixlegg auch bei Südwestwind nicht als - durch Quellen des ganzen Unterinntals bestimmte - Hintergrundkonzentration anzusprechen ist, sondern auch von nahe gelegenen Quellen stammt.
- ✓ Die sehr niedrige Korrelation der HMW von SO₂ und PM10 in Brixlegg bei Nordostwind zeigt – wie bereits die Analyse der Belastungsepisoden – dass PM10 und SO₂ kaum parallel laufen, obwohl Spitzen aber häufig am selben Tag auftreten.
- ✓ bei Südwestwind weisen beide Schadstoffe dagegen nur vergleichsweise geringe zeitliche Variationen auf und korrelieren vergleichsweise hoch.

Dies zeigt klar, dass lokal erhöhte PM10-Konzentrationen in Brixlegg im Mittel mit stark erhöhten SO₂-Konzentrationen verbunden sind und untermauert die Vermutung, dass die lokalen Beiträge beider Komponenten in Brixlegg der selben Quelle entstammen, auch wenn die Korrelationen der HMW von PM10 und SO₂ niedrig sind.

Diese Auswertungen geben den deutlichen Hinweis auf eine eng begrenzte Quelle nordöstlich der Messstelle Brixlegg Innweg. Aufgrund dieser Charakteristika des Belastungsbildes in Kombination mit SO₂ sowie der chemischen Analysen von PM10-Proben (Kapitel 9) handelt es sich mit großer Wahrscheinlichkeit um die Montanwerke Brixlegg.

Das spezifische zeitliche Konzentrationsmuster mit kurzen, hohen SO₂-Spitzen an einzelnen Tagen und PM10-Spitzen, die meist an den selben Tagen, nicht aber zeitlich mit den SO₂-Spitzen auftreten, deuten darauf hin, dass das Blasen im Konverter hauptsächlich für die PM10-Emissionen verantwortlich ist.

Im Mittel über den Winter 2002 lagen die TMW der PM10-Konzentration bei Nordostwind in Brixlegg um 16 µg/m³ höher als das Minimum von Vomp, Wörgl und Brixlegg. Dieser Beitrag ist den Montanwerken Brixlegg zuzuordnen. Bei einem Anteil von Nordostwind von 44% ergibt sich für den *gesamten Winter 2002 ein Beitrag der Montanwerke von 7 µg/m³*.

Betrachtet man jene 41 Tage, an denen in Brixlegg ein TMW über 50 µg/m³ gemessen wurde, so beträgt die Differenz gegenüber dem Minimum von Vomp, Wörgl und Brixlegg *18 µg/m³*.

An 32 Tagen war die Konzentration in Brixlegg höher als das Minimum von Vomp, Wörgl und Brixlegg; im Mittel über diese Tage betrug die PM10-Konzentration in Brixlegg im Mittel 69 µg/m³ (d.h. sie überstieg den Grenzwert von 50 µg/m³ im Mittel um 19 µg/m³); *die Differenz von Brixlegg gegenüber dem Minimum von Vomp und Wörgl betrug im Mittel 23 µg/m³ (maximal 75 µg/m³ am 9.12.) - d.h. besonders an den hoch belasteten Tagen in Brixlegg ist der lokale Beitrag besonders hoch.*

7.15 Abschätzung des lokalen Beitrags in Wörgl

In Wörgl fallen am Belastungsbild bei PM10

- ✓ vergleichsweise hohe Konzentrationen am Wochenende
- ✓ relativ strukturlose Zeitverläufe bei Nordostwind (d.h. Taleinwind tagsüber)

auf.

Als PM10-Quellen nordöstlich der Messstelle kommen u. a. das Spanplattenwerk Fa. Egger, eine Baustoffrecyclinganlage und das Zementwerk Kirchbichl in Frage; diese Betriebsanlagen besitzen auch ein erhebliches Potential aufwirbelbaren Materials.

Um der Frage nachzugehen, ob diese potentiellen Emittenten wesentlich zur PM10-Belastung beitragen, wird in Tabelle 35 die PM10-Konzentration im Winter 2002 nach Windrichtung und Windgeschwindigkeit ausgewertet. Es zeigt sich, dass im Mittel bei Nordostwind niedrigere PM10-Konzentrationen als bei Südwestwind auftreten und die PM10-Konzentration mit der Windgeschwindigkeit (bei allen Windrichtungen) deutlich abnimmt. Ein analoges Bild zeigt auch die Auswertung speziell für Nordostwind in Abhängigkeit der Windgeschwindigkeit und der Temperaturschichtung über dem Inntal in Tabelle 36. Eine Zunahme der PM10-Belastung mit der Windgeschwindigkeit, die auf einen wesentlichen Beitrag von Aufwirbelung hinweisen würde, zeichnet sich nicht ab.

Tabelle 35: PM10-Konzentration in Wörgl in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit, Winter 2002, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

	<0,5 m/s	0,5 bis 1,0 m/s	1,0 bis 2,0 m/s	$\geq 2,0$ m/s
Nordost	40	35	32	21
Südwest	41	40	38	21

Tabelle 36: PM10-Konzentration in Wörgl bei Nordostwind in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit und der Temperaturdifferenz Innsbruck Flughafen - Sadrach, Winter 2002, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Temperaturdifferenz	<0,5 m/s	0,5 bis 1,0 m/s	$\geq 1,0$ m/s
<-1,1°C	46	43	40
-1,1 bis +0,4°C	33	32	27
>0,4°C	32	29	27

Betrachtet man die Differenz der PM10-Konzentration zwischen Wörgl und Kufstein bei Nordostwind in Abhängigkeit der Temperaturschichtung und der Windgeschwindigkeit (Tabelle 37), so zeigt sich, dass

- ✓ Wörgl bei allen Bedingungen eine höhere PM10-Konzentration als Kufstein aufweist
- ✓ die Differenz kaum von der Temperaturschichtung abhängt
- ✓ die Differenz mit zunehmender Windgeschwindigkeit abnimmt.

Dies ist ein klarer Hinweis, dass lokale Quellen einen wesentlichen Einfluss in Wörgl haben, deren Beitrag sich mit besserer Verdünnung bei stärkerer Windgeschwindigkeit verringert.

Kufstein ist als städtischer Hintergrundstandort einzustufen, in dessen Umgebung vergleichbare PM10-Emissionen wie in Wörgl aus dem lokalen Straßenverkehr und Hausbrand zu

erwarten sind. Die höhere PM10-Belastung bei Nordostwind in Wörgl ist somit zusätzlichen lokalen Emissionen zuzuordnen.

Wörgl weist auch, wie Tabelle 37 zeigt, unabhängig von Temperaturschichtung und Windgeschwindigkeit eine höhere PM10-Belastung auf als die aus dem Minimum von Wörgl, Brixlegg und Vomp abgeschätzte „Hintergrundbelastung“ des oberhalb von Wörgl gelegenen Abschnitts des Inntals – und zwar sowohl bei Nordost- als auch bei Südwestwind. Auch dies ist ein Hinweis auf einen wesentlichen Einfluss lokaler Quellen, die aber kaum mit windgeschwindigkeitsabhängiger Aufwirbelung zu tun haben.

Tabelle 37: Differenz der PM10-Konzentration in Wörgl gegenüber a) Kufstein und b) dem Minimum von Wörgl, Brixlegg und Vomp bei Nordostwind in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit und der Temperaturdifferenz Innsbruck Flughafen - Sadrach, Winter 2002, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Temperaturdifferenz		<0,5 m/s	0,5 bis 1,0 m/s	$\geq 1,0$ m/s
<-1,1°C	Wörgl – Min. [Wörgl, Brixlegg, Vomp]	16	13	14
	Wörgl – Kufstein	10	8	6
-1,1 bis +0,4°C	Wörgl – Min. [Wörgl, Brixlegg, Vomp]	13	11	9
	Wörgl – Kufstein	6	7	2
>0,4°C	Wörgl – Min. [Wörgl, Brixlegg, Vomp]	14	10	9
	Wörgl – Kufstein	10	7	2

Ein möglicher Einfluss des Spanplattenwerkes auf die PM10-Belastung wird anhand der Betriebspausen der Fa. Egger untersucht. Die Auswertung ist u.U. statistisch wenig aussagekräftig, da Betriebspausen im Jahr 2001 acht, 2002 neun Tage umfassten, davon je drei im Juli, die übrigen Ende Dezember.

Tabelle 38 zeigt die Differenz der PM10-TMW von Wörgl gegenüber Vomp a.d.L. und Kufstein für die Jahre 2001 und 2002 sowie für die Tage mit Betriebspausen. Es zeigt sich, dass die PM10-Konzentration in Wörgl verglichen mit Vomp a.d.L. und Kufstein – ausgenommen 2002 gegenüber Kufstein – während der Betriebspausen höher ist als im Jahresmittel. Diese Auswertung lässt zumindest den Schluss zu, dass während der Betriebspausen kein Rückgang der PM10-Belastung in Wörgl nachweisbar ist; sie ist vor allem aber ein Hinweis, dass der Zeitraum mit Betriebspausen zu klein ist, um statistisch signifikante Aussagen zu ermöglichen, und dass die Differenz zwischen Wörgl und Vomp bzw. Kufstein von anderen Einflussgrößen bestimmt wird.

Tabelle 38: PM10, Differenz zwischen Wörgl und Vomp a.d.L. bzw. Kufstein, alle Tage und Betriebspausen Fa. Egger, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

	2001		2002	
	alle Tage	Betriebspause	alle Tage	Betriebspause
Wörgl – Vomp a.d.L.	-4	-2	-1	0
Wörgl – Kufstein	-2	9	5	3

Die Aussagen dieser Auswertung lassen jedenfalls den Schluss zu, dass lokale Emittenten einen wesentlichen Beitrag zur PM10-Belastung in Wörgl liefern. Sie zeigen allerdings keinen eindeutigen Einfluss der Fa. Egger, aber auch anderer Betriebsanlagen nordöstlich der Messstelle.

7.16 Unterschiede zwischen dem Unterinntal und Gärberbach

Nicht Teil der gegenständlichen Untersuchung ist die PM10-Belastung von Gärberbach, da diese unterhalb des IG-L-Grenzwertes liegt. Die vorliegende Studie erlaubt allerdings Aussagen darüber, weswegen die PM10-Belastung in Gärberbach, verglichen mit den Messstellen im Inntal, relativ niedrig ist, obwohl die Messstelle unmittelbar an der A13 liegt:

- die PM10-Emissionen der A13 sind geringer als jene der A12
- aufgrund seiner geringen Siedlungsdichte sind die PM10-Emissionen aus anderen Quellen im Wipptal wesentlich niedriger als im Inntal
- Gärberbach liegt ca. 100 m über dem Talboden des Inntales und ist von diesem durch den Bergisel abgetrennt. Gärberbach liegt daher bei Bodeninversionen im Inntal häufig bereits oberhalb der Inversion; Emissionen des Inntales erreichen dabei auch kaum die Messstelle Gärberbach.
- Emissionen der Stadt Innsbruck erreichen insbesondere nachts bei Talauswind im Wipptal die Messstelle Gärberbach nicht.

Hinsichtlich des Beitrages von Emissionen des Wipptales bei Talauswind zur Belastung im Unterinntal sind keine quantitativen Aussagen möglich. Die deutlichen Konzentrationsunterschiede zwischen der Messstelle Gärberbach im untersten Wipptal und jenen in Innsbruck deuten darauf hin, dass die relativ „saubere“ Luft des Wipptales bei Talauswind sich nicht mit der Luft in Innsbruck mischt, da dort dann mit Einsetzen des Talauswindes im Wipptal ein Konzentrationsrückgang zu beobachten wäre.

7.17 Vergleich der meteorologischen Bedingungen mit anderen Jahren

Der einfache statistische Zusammenhang zwischen dem Temperaturgradienten und der mittleren PM10-Konzentration, der in Tabelle 22 für den Winterzeitraum 2002 dargestellt ist, erlaubt eine Abschätzung der Höhe der PM10-Konzentration bei den meteorologischen Verhältnissen früherer Jahre.

In Tabelle 39 ist die Häufigkeitsverteilung des Temperaturgradienten zwischen Innsbruck Flughafen und Sadrach (die Klassen schließen die obere Grenze ein) für die Winterzeiträume (Jän. – März und Okt. – Dez.) der Jahre 1997 bis 2002 angegeben. Starke Inversionen waren 1999 häufiger als 2002, 2001 sehr viel weniger häufig. Zeiträume ohne Inversion waren 1997 besonders häufig. Das Jahr 2002 stellt ungefähr durchschnittliche Verhältnisse innerhalb der letzten sechs Jahre dar.

Tabelle 39: Häufigkeitsverteilung des Temperaturgradienten Innsbruck Flughafen – Sadrach, 1997 bis 2002

	bis -3°C	-3 bis 0°C	über 0°C
1997	13%	46%	41%
1998	15%	48%	37%
1999	17%	49%	34%
2000	16%	48%	36%
2001	10%	57%	33%
2002	15%	47%	37%

Mit der in Tabelle 22 dargestellten Beziehung zwischen Temperaturgradient und mittlerer PM10-Konzentration und der Häufigkeit der Temperaturgradienten in Tabelle 39 ergibt sich die in Tabelle 40 angegebene mittlere PM10-Konzentration für die Winter 1997 bis 2001.

Dabei ergeben sich keine wesentlichen Unterschiede gegenüber 2002. Damit ist die Aussage zulässig, dass die meteorologischen Bedingungen des Winters 2002 für keine außergewöhnliche (hohe oder niedrige) PM10-Belastung verantwortlich waren und bei gleichartigen PM10-Emissionen in anderen Jahren mit einer sehr ähnlichen PM10-Belastung zu rechnen ist.

Eine analoge Extrapolation der Häufigkeit von TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erscheint nicht sinnvoll, da 35 Tage mit Konzentrationen über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ innerhalb eines Jahres eine sehr kleine Stichprobe darstellen, die sich nicht über einfache statistische Beziehungen mit dem Temperaturgradienten extrapolieren lässt.

Tabelle 40: Extrapolierte mittlere PM10-Konzentration für die Winter 1997 bis 2001.

2001: gemessene Konzentration in Klammer. 2002: gemessene Konzentration, $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Berücksichtigt werden muss allerdings, dass die Messungen in Vomp A12 mit 19.1.2001, in Innsbruck Zentrum mit 26.1.2001 begonnen haben (an den anderen Messstellen am 1.3.2001).

	Innsbruck R	Innsbruck Z	Hall	Vomp a.d.L.	Vomp A12	Brixlegg	Wörgl
1997	42	38	38	35	33	35	36
1998	43	38	39	36	33	35	36
1999	44	39	40	36	34	35	37
2000	44	39	39	36	34	35	36
2001	43	38 (34)	39	36	33 (34)	35	36
2002	43	39	39	36	34	35	36

8 DISKUSSION DER BELASTUNGSEPIDEN MIT PM10-TMW ÜBER 50 µg/m³ IM JAHR 2002

Aus der Darstellung der in Anhang 3 im Detail beschriebenen Tage mit PM10-TMW über 50 µg/m³ lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen:

- Der Hauptfaktor für das Auftreten erhöhter Schadstoff- (PM10) Konzentrationen ist das Ausmaß von Vertikalaustausch in der bodennahen Luftschicht. Dieser wird in erster Linie vom bodennahen Temperaturgradienten (Inversionen) bestimmt. In mehreren Fällen führt allerdings hohe Windgeschwindigkeit durch mechanische Turbulenz auch bei stabiler Schichtung der bodennahen Atmosphäre zu Schadstoffverdünnung. Ein sehr präziser Indikator für das Ausmaß der Durchmischung der Talatmosphäre ist das Vertikalprofil der Ozonkonzentration.
- Die Ausbreitungsbedingungen sind im Jänner deutlich ungünstiger als zum Frühling hin, dies bedingt im Jänner wesentlich höhere PM10-Konzentrationen als im Frühling.
- Die Episoden mit PM10-TMW über 50 µg/m³ im Jänner, Februar und März 2002 traten während einer praktisch niederschlagsfreien Periode auf – möglicherweise ist das Ausbleiben von Niederschlag ein Faktor für erhöhte PM10-Belastungen.
- Rückgänge der Schadstoffbelastung durch stärkere Durchmischung werden häufig durch Frontdurchgänge mit Luftmassenwechsel bedingt; Niederschlag spielte kaum eine Rolle (im Jänner und Februar 2002 fiel in Nordtirol kaum Niederschlag), ein Hauptfaktor ist starker Wind.
- Die PM10-Konzentration weist, im Gegensatz zu den Stickstoffoxiden, nur einen geringen Wochengang auf. Auffällig sind häufig niedrige Konzentrationen in der Nacht Sonntag-Montag.

Hochwinter (Jänner, Anfang Februar, Dezember)

Innsbruck und Hall zeigen generell höhere PM10-Konzentrationen als die Messstellen des unteren Inntals. In Innsbruck Reichenau treten besonders erhöhte PM10-Konzentrationen abends auf, in Hall bis weit in die Nacht hinein. Diese Messstellen „überragen“ häufig das allgemeine Belastungsniveau, das an den anderen Messstellen relativ einheitlich ist. Häufig treten tagsüber in Vomp höhere PM10-Konzentrationen als an den anderen Messstellen auf.

Die Morgenmaxima bei PM10 sind überall vergleichsweise schwach ausgebildet und gegenüber NO und CO 1 bis 2 Stunden verzögert. Die Abendmaxima sind meist höher als die Morgenspitzen, wobei in Innsbruck die PM10-Konzentration nachmittags häufig 1 bis 2 h früher ansteigt als NO und CO.

Insgesamt folgt der Konzentrationsverlauf an den meisten Messstellen außer Innsbruck eher jenem von NO₂ als NO.

Auffallend sind spezifisch erhöhte PM10-Belastungen in Wörgl an Sonntagen. Erhöhte PM10-Konzentrationen bei stärkerem Wind deuten auf lokale Abwehungen hin.

Deutliche Abweichungen vom allgemeinen Belastungsbild treten öfters in Brixlegg auf; PM10-Spitzen fallen hier häufig, aber nicht immer mit SO₂-Spitzen zusammen.

Ein Zusammenhang mit der PM10-Belastung in Trostberg ist in den meisten Fällen nicht festzustellen.

Ende Februar, März, April; November

Im März sind die Ausbreitungsbedingungen günstiger als im Hochwinter, neutrale Schichtung tritt in der unteren Talatmosphäre tagsüber länger auf; oberhalb Sadrach nachts nur mäßig stabile Schichtung, keine Inversionen.

Die Morgenmaxima bei PM10 sind relativ ausgeprägter als im Winter, teilweise ausgeprägter als die Abendmaxima. In Innsbruck sind die Konzentrationen v. a. abends und nachts niedriger als im Winter, während in Hall nachts vergleichsweise hohe PM10-, aber auch NO-Konzentrationen auftreten. Möglicherweise steht dies in Zusammenhang mit Ostwind, der nachts fallweise in Hall beobachtet wird und zu einer Rezirkulation der zuvor von Innsbruck talabwärts verfrachteten Schadstoffe beiträgt.

Anders als im Hochwinter treten in Innsbruck die PM10-Maxima morgens ungefähr zur gleichen Zeit wie bei NO und CO auf, an den anderen Messstellen gegenüber diesen 1 bis 2 h zeitverzögert.

In Vomp treten morgens die höchsten PM10-Konzentrationen bei bereits fallenden NO-Werten auf.

Im April sind die Abendmaxima kaum noch ausgeprägt.

Auch bei durchaus günstigen Ausbreitungsbedingungen bleiben meist nachmittags die PM10-Konzentrationen hoch (30 bis 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Die zeitliche Variation der Emissionen und der Ausbreitungsbedingungen wirkt sich – sieht man vom deutlichen Morgenmaximum ab – nur wenig aus.

In Brixlegg fallen erhöhte PM10-Konzentrationen oft, aber nicht immer mit SO_2 -Spitzen zusammen. Erhöhte PM10-Konzentrationen treten aber meistens an Tagen auf, an denen auch SO_2 -Spitzen gemessen wurden.

Juni

Auch im Juni können bei hinreichend ungünstigen Ausbreitungsbedingungen im Inntal PM10-TMW über 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ auftreten, wobei Schadstofftransport aus dem Alpenvorland einen nennenswerten Anteil lieferte.

9 CHEMISCHE ZUSAMMENSETZUNG DER PM10-FRAKTION

9.1 Übersicht

Zur Untersuchung der chemischen Zusammensetzung des Staubes wurden nachträglich, d.h. im Jahr 2003, an ausgewählten Tagen PM10-Proben chemisch analysiert. Bei der Diskussion der Ergebnisse wird angenommen, dass sich seit 2002 die Emissionsstruktur nicht nennenswert geändert hat²⁰. Chemische Analysen der PM10-Fraktion wurden im Frühherbst und im Frühwinter 2003 durchgeführt, und zwar für folgende Tage:

- 21. bis 24.9. sowie 26.9. 2003 (Tabelle 41)
- 24.10., 28.10. sowie 2. bis 5.11.2003 (Tabelle 42 und Tabelle 43).

Im September wurden Analysen jeweils an den genannten Tagen an den Stationen Innsbruck Zentrum, Vomp A12, Wörgl und Brixlegg durchgeführt. Im Oktober/November 2003 wurden die in Tabelle 42 gekennzeichneten Tage analysiert; Abbildung 47 gibt die PM10-TMW dieser Tage an.

Der 21. bis 23.9. wurden in Hinblick auf die hohe PM10-Belastung bei ungünstigen Ausbreitungsbedingungen gewählt, wobei der 21.9. auf einen Sonntag fällt. Mit dem 24.9. und 26.9. wurden Tage mit günstigen Ausbreitungsbedingungen gewählt.

Tabelle 41: PM10-TMW, 21. bis 26.9.2003, µg/m³. Grau: gravimetrische Daten

	Innsbruck Zentrum	Vomp A12 Raststätte	Wörgl	Innsbruck Reichenau	Hall	Vomp adL	Brixlegg	Kufstein
21.09.03	24	28	23	32	33	33	30	28
22.09.03	31	37	27	38	44	42	32	37
23.09.03	30	38	36	43	48	49	55	28
24.09.03	15	21	12	15	15	16	43	11
25.09.03	16	19	14	18	20	19	27	13
26.09.03	20	24	18	24	29	24	20	17

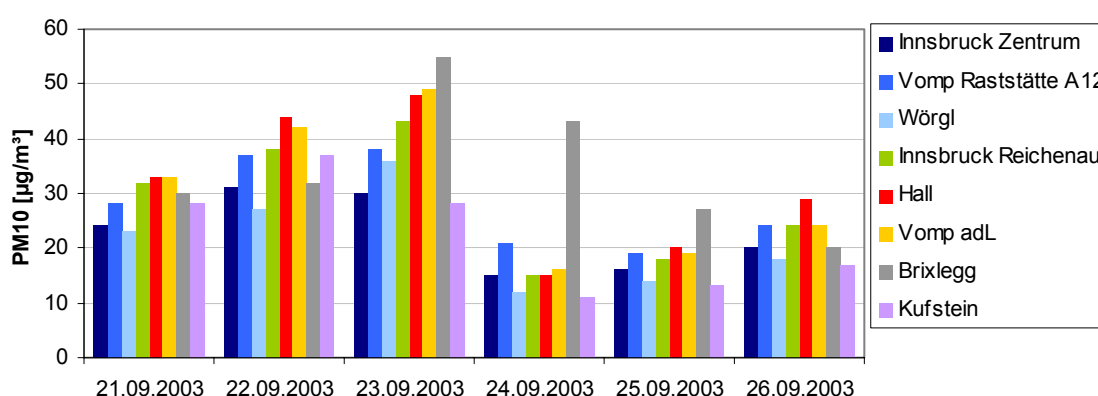


Abbildung 47: PM10 im Inntal, 21. bis 26.9.2003

²⁰ mittlerweile wurde das Elektra-Bregenz-Werk bei Schwaz, dessen Emissionen u.U. Beiträge zur PM10-Belastung in Vomp geliefert hat, stillgelegt. Über andere Veränderungen bei wesentlichen Emittenten ist nichts bekannt.

Der 28.10. sowie der Zeitraum von 2. bis 5.11. waren von ungünstigen Ausbreitungsbedingungen gekennzeichnet, vor allem der 4. und 5.11. mit einer hochreichenden Inversion. Der 2.11. als Sonntag wies eine besonders niedrige PM10-Belastung auf. Mit dem 24.10. wurde ein Tag mit günstigen Ausbreitungsbedingungen und generell niedriger PM10-Belastung gewählt, allerdings war die Konzentration in Brixlegg besonders hoch. Abbildung 48 gibt die PM10-TMW dieser Tage an.

Tabelle 42: Tage mit chemischen Analysen, Okt./Nov. 2003

	Innsbruck Zentrum	Vomp A12	Brixlegg	Wörgl
24.10.		x	x	
28.10.	x	x		x
2.11.	x	x	x	x
3.11.	x	x	x	x
4.11.	x	x		x
5.11.	x	x	x	x

Tabelle 43: PM10-TMW, 24.10. bis 5.11.2003, $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Grau: gravimetrische Daten

	Innsbruck Zentrum	Vomp A12	Brixlegg	Wörgl	Innsbruck Reichenau	Hall	Vomp a.d.L.	Kufstein
24.10.	23	25	49	25	23	17	20	24
28.10.	28	31	21	29	40	53	34	
2.11.	18	19	13	20	21	19	19	13
3.11.	30	27	21	29	45	40	28	37
4.11.	32	31	21	29	49	47	38	33
5.11.	33	31	23	30	53	55	36	31

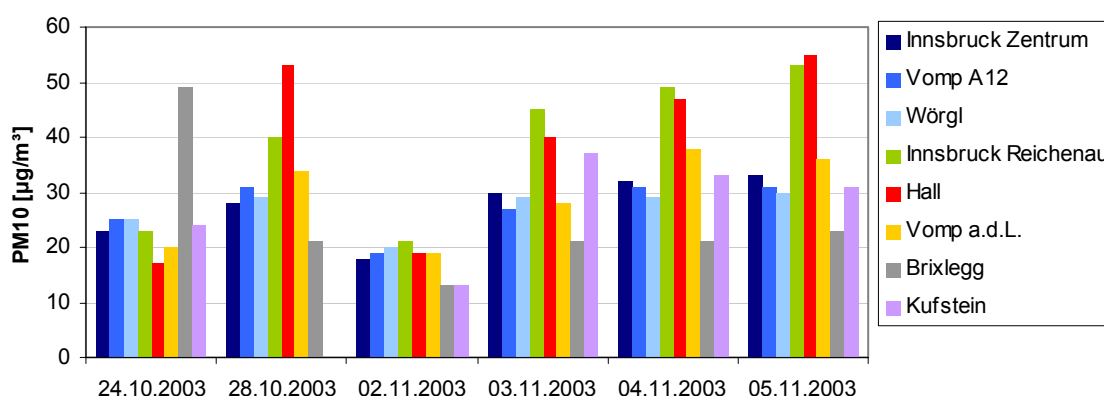


Abbildung 48: PM10 im Inntal, ausgewählte Tage zwischen 24.10. 5.11.2003

Bei der chemischen Analyse der PM10-Filter wurden die in Kapitel 3.3 angeführten Inhaltsstoffe bestimmt.

Da für die Bestimmung der PM10-Konzentration Filter aus Quarzfasern verwendet wurden, können nichtlösliche Inhaltsstoffe (v. a. Si-haltige Partikel) nicht analysiert werden (nicht analysierter „Rest“). Dies betrifft vor allem mineralische Komponenten wie sie z. B. durch

den Straßenabrieb, durch Wiederaufwirbelung von Straßenstaub oder durch Bautätigkeit sowie Bodenerosion entstehen. Um zumindest qualitative Aussagen über diese Komponenten tätigen zu können, wurden ausgewählte Filter auch mit dem Rasterelektronenmikroskop und EDX²² zur chemischen Charakterisierung untersucht.

Je fünf Filter vom November 2002 (13. und 27.11.) sowie vom September 2003 wurden *rasterelektronenmikroskopisch* untersucht. Diese Analysen ergeben einen halbquantitativen Überblick über den Phasenbestand der auf dem Filter vorliegenden Partikel und damit zusätzlich zu den chemischen Analysen Hintergrundinformation über die Herkunft der Partikel.

Wasser, welches u. a. im Ammoniumsulfat gebunden ist, ist auch zu den nicht analysierten Komponenten zu zählen (es gibt in der Literatur einige Versuche, den Wasseranteil zu quantifizieren, wobei Anteile bis 10 % gefunden wurden; entsprechend SEINFELD (1998) wird in der vorliegenden Studie das Wasser mit 40% der Ammoniumsulfat-Konzentration abgeschätzt). Wasser könnte auch an polare organische Gruppen gebunden auftreten.

Aufgrund der beschränkten Probenanzahl (10 Filter pro Standort) sind die Analyseergebnisse von Tirol nur bedingt aussagekräftig und vergleichbar. Nichtsdestotrotz sind in Tabelle 44 ein Vergleich mit entsprechenden Daten von PM10-Analysen aus

- Klagenfurt (10 Tage, Winter 2002) [SPANGL & NAGL, 2003b],
- Lienz (10 Tage, Dezember 2002) [SPANGL & NAGL, 2003],
- Wien Spittelauer Lände und Illmitz (Oktober 1999 bis Oktober 2002, jeder sechste Tag) [SCHNEIDER & LORBEER., 2002],
- Wien Liesing (Dez. 2001, jeder zweite Tag) [PUXBAUM, 2002],
- Wien Liesing und Wien Schafbergbad (Jahr 2002, 22 Proben) [PUXBAUM, 2002],
- Zürich (Juli 1998 – Feb. 1999), Basel und Bern (Jän. 1998 – März 1999),
- Bologna (Jahr 2001),
- Barcelona (Juni 1999 – Juni 2000),
- Berlin Nansenstr., Berlin Frankfurter Allee und Neuglobsow (jeweils Jän. – Dez. 1998) [LENSCHOW, 2000]

gegeben [Daten aus der Schweiz, Italien und Spanien aus PUTAUD, 2002].

Bei Zürich, Basel, Berlin Nansenstr. und Bologna handelt es sich um zentrumsnahe, aber nicht verkehrsnah Standorte, bei Wien, Barcelona, Bern und Berlin Frankfurter Allee um verkehrsnah Standorte, bei Wien Schafbergbad um einen Standort am Stadtrand in erhöhter Lage, bei Illmitz und Neuglobsow um ländliche Hintergrundstandorte.

²² Energie-dispersive Röntgenmikroanalyse

Tabelle 44: Massenanteile der analysierten Komponenten von PM10 in verschiedenen europäischen Städten (%)

	EC	OM	Sulfat	Nitrat	Ammonium	Eisen	As, Cd, Ni, Pb	Na, K, Mg, Ca	Cl	Rest ²³
Innsbruck	20	32	8	5	3			4	<1	26
Vomp A12	24	29	9	5	4			3	<1	24
Brixlegg	n.a. ²⁴	n.a.	10	6	2		1	4	1	n.a.
Wörgl	15	32	8	4	3			3	<1	32
Klagenfurt	17	29	8	9	5	2	<1	4	3	25
Lienz	25	34	6	6	2	1	<1	4	2	21
Wien Spittelau	20	20	9	8	4	4	<1	5	2	30
Wien Liesing Dez. 01	14	24	12	15	8		<1	9		9
Wien Liesing 02	7	22	14	7	6	<1	<1	9	<1	31
Wien Schafberg 02	8	23	21	9	9	<1	<1	4	<1	28
Illmitz	8	23	18	11	9	<1	<1	3	<1	27
Neuglobsow	10	16	21	13	11					30
Zürich	9	20	14	14						20
Berlin Nansenstr.	14	20	16	12	9				2	30
Basel	8	19	15	12						19
Bologna	7	21	11	21						20
Barcelona	6	23	13	12						9
Bern	14	23	8	8						20
Berlin Frankfurter A.	17	21	11	9	6				2	35

9.2 Darstellung der einzelnen Tage mit PM10-Analysen, September 2003

9.2.1 Meteorologie

Großwetterlage: Ab 14.9. herrschte Hochdruckwetter über Mitteleuropa, wobei sich der Kern des Hochdruckgebietes nach Südosten verlagerte, sodass sich der Alpenraum ab 21.9. an dessen Nordwestrand befand, aber ständig im Bereich kontinentaler Luftmassen südeuropäischen Ursprungs lag. Der Hochdruckeinfluss verstärkte sich am 22.9. wieder, ehe am 23.9. von Westen – ausgehend von einem Tief über Südkandinavien – eine Kaltfront Mitteleuropa erreichte. Die lokalen meteorologischen Daten zeigen, dass sie in Nordtirol ca. um 16:00 Regen brachte. Mit dieser Front gelangten maritime Luftmassen subpolarer Herkunft in den Alpenraum. Bereits am 24.9. setzte sich von Westen wieder Hochdruckein-

²³ inkl. Wasser

²⁴ n.a.: nicht analysiert (aufgrund des unvollständigen Analysenumfanges können für Brixlegg keine Mittelwerte für EC und OM und daher auch nicht für den Rest angegeben werden)

fluss in Mitteleuropa durch, der sich am 25.9., als der Kern des Hochs über Deutschland lag, verstärkte.

In Tirol waren der 21. und 22.9. sonnige Tage mit Maximaltemperaturen um 27°C und Minima um 10°C. Am 23.9. kühlte es stark ab, nachmittags wurden maximal 18°C gemessen. Am folgenden bewölkten Tag sank die Temperatur weiter (max. 13°C). Der 25. und 26.9. waren wieder sonnig, die Temperatur erreichte in Innsbruck 18 bzw. 22°C, wobei allerdings die Nächte mit Minima von 5°C kühler waren als vor dem Frontdurchgang.

Zwischen Innsbruck Flughafen und Sadrach bestand zumeist eine neutrale *Temperaturschichtung*, die Nächte bis 22./23.9. wiesen eine ausgeprägte Inversion aus. Auch die kühle Nacht 24./25.9. war von neutraler Schichtung gekennzeichnet. Ab der Nacht 25./26.9. sowie weit in den Vormittag des 26.9. hinein bestand eine Bodeninversion.

Zwischen Sadrach und Patscherkofel bzw. Rosshütte bestand zumeist neutrale Schichtung, stabile Verhältnisse gab es in den Nächten bis 22./23.9. sowie durchgehend von 25.9. morgens bis 26.9. vormittags, als die Temperatur in der Höhe deutlich stärker anstieg als im Tal.

Die *Ozonkonzentration* (Abbildung 49) zeigt am 21. und 22.9. tagsüber vollständige vertikale Durchmischung der Talatmosphäre, in den Nächten bis 21./22.9. weitgehende Abtrennung von höheren Luftschichten. In der Nacht 22./23.9. blieb im Raum Innsbruck die Ozonkonzentration dank stärkeren Windes so hoch wie auf der Seegrube (um 150 µg/m³), in Kramsach und Kufstein sank sie auf um 80 µg/m³ ab. Erst in den Morgenstunden des 23.9. fiel die Ozonkonzentration an allen Talstationen unter 50 µg/m³ und blieb auch bis ca. 16:00, als Regen einsetzte, niedrig – d.h. die Talatmosphäre war tagsüber deutlich vom Niveau der Seegrube abgetrennt, auch wenn das Temperaturprofil neutrale Schichtung ausweist. Der Frontdurchgang am 23.9. brachte dann einen Einbruch der Ozonkonzentration auf der Seegrube auf 80 µg/m³ und relativ gute Vertikaldurchmischung. Die Nächte ab 24./25.9. wiesen dann wieder eine scharfe Abtrennung der Talatmosphäre vom Niveau der Seegrube auf, tagsüber gab es jeweils vollständigen Vertikalaustausch.

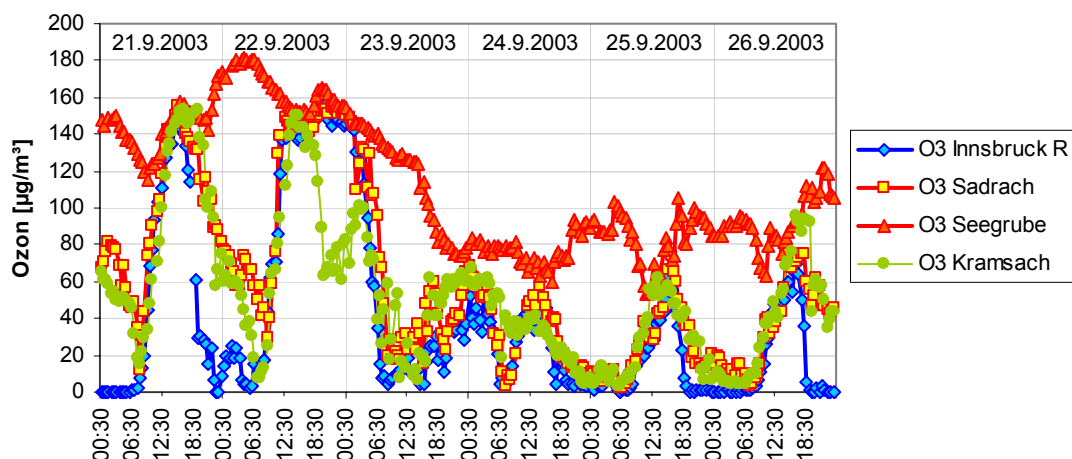


Abbildung 49: Verlauf der Ozonkonzentration im Inntal

9.2.2 Immission

Die PM10-Konzentration (Abbildung 50) war während dieser Episode der Jahreszeit und den eher günstigen Ausbreitungsbedingungen entsprechend relativ niedrig. Lediglich in Brixlegg wurde am 23.9. ein TMW über 50 µg/m³ erreicht, an den anderen Stationen wiesen der 22.

und 23.9. – die Tage mit den ungünstigsten Ausbreitungsbedingungen – TMW zwischen 30 und 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ auf.

Der zeitliche Verlauf der PM10-Konzentration war an allen Stationen außer Brixlegg relativ ähnlich, wobei am 23.9. am Vormittag und frühen Nachmittag die mit Abstand höchsten Konzentrationen (um 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) auftraten. Die Ozonkonzentrationsverteilung, nicht aber das Temperaturprofil deuten während dieser Zeit auf sehr ungünstige Ausbreitungsbedingungen hin.

Auffallend sind besonders hohe Morgenspitzen in Hall, daneben an beiden Messstellen in Vomp am 22., 23. und 26.9.

Brixlegg weist vor allem von 23. bis 25.9. außerordentlich hohe PM10-Spitzen auf, die jeweils mit erhöhter SO_2 -Belastung zusammen fallen, wobei der zeitliche Verlauf einzelner Spitzen aber durchaus unterschiedlich ist.

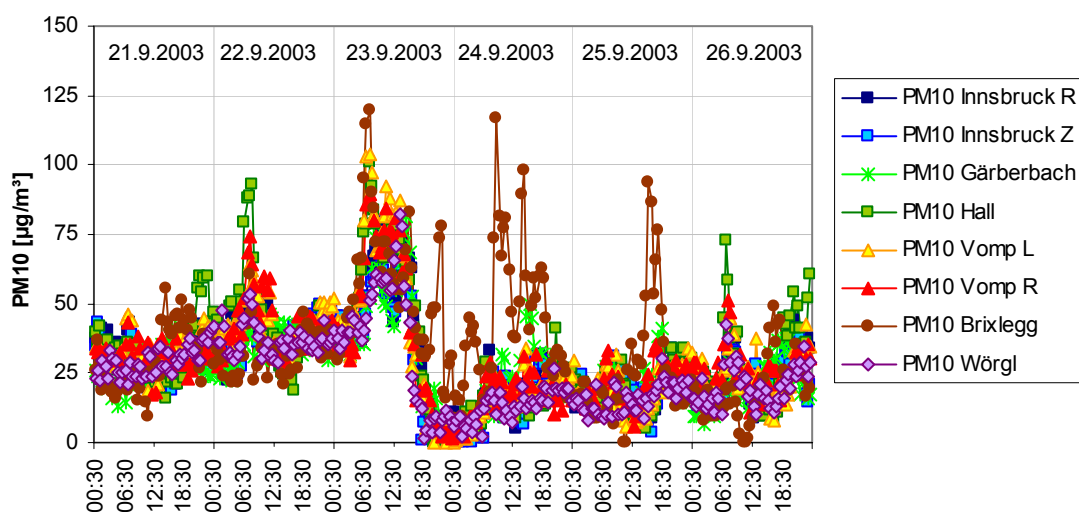


Abbildung 50: Verlauf der PM10-Konzentration im Inntal zwischen 21.9. und 26.9.2003

9.2.3 Chemische Zusammensetzung

Die Ergebnisse der chemischen Analysen sind in Tabelle 45 bis Tabelle 48 sowie Abbildung 51 zusammen gestellt. Angaben zu den Analysemethoden findet man in Anhang 7.

Detaillierte Informationen über die Interpretationen der rasterelektronenmikroskopischen Untersuchungen sowie REM-Bilder selbst findet man im Anhang 9.

Aufgrund von Problemen bei der Filtervorbereitung (Filter wurden nicht ausgeglüht) konnte in Brixlegg kein EC und OC analysiert werden.

Die Konzentration des Organischen Materials (OM) wird mit einem Faktor 1,4 aus dem organischen Kohlenstoff abgeschätzt [TURPIN, 2000], die Konzentration des im Ammoniumsulfat adsorbierten Wassers mit einem Faktor 0,4 aus der Sulfatkonzentration [SEINFELD & PANDIS, 1998].

Tabelle 45: Innsbruck Zentrum, chemische Zusammensetzung von PM10, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

	EC	OM	Nitrat	Sulfat	NH ₄	Blei	Na	K	Ca	Mg	Cl	H ₂ O im SO ₄	Rest ohne H ₂ O	PM10
21.09.03	3,90	11,20	0,39	2,12	0,79	0,01	0,02	0,13	0,49	0,07	0,02	0,85	4,36	24
22.09.03	4,10	3,92	0,76	5,01	1,86	0,01	0,03	0,21	0,75	0,09	0,02	2,00	11,92	31
23.09.03	4,90	6,72	1,26	5,16	1,50	0,01	0,04	0,21	0,75	0,12	0,02	2,06	7,17	30
24.09.03	3,00	4,20	1,61	1,57	0,55	0,01	0,11	0,06	0,45	0,05	0,04	0,63	2,84	15
26.09.03	4,70	5,60	0,35	1,00	0,29	0,00	0,02	0,09	0,62	0,04	0,02	0,40	6,54	20

 Tabelle 46: Chemische Zusammensetzung von PM10 in Vomp A12, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

	EC	OM	Nitrat	Sulfat	NH ₄	Blei	Na	K	Ca	Mg	Cl	H ₂ O im SO ₄	Rest ohne H ₂ O	PM10
21.09.03	6,60	7,00	0,31	2,69	0,97	0,01	0,03	0,16	0,36	0,05	0,02	1,08	8,29	28
22.09.03	8,40	7,98	0,61	5,04	1,80	0,02	0,03	0,22	0,88	0,07	0,02	2,02	9,65	37
23.09.03	9,20	6,72	1,21	5,49	1,35	0,03	0,05	0,20	1,30	0,07	0,02	2,20	9,92	38
24.09.03	4,70	5,88	2,50	2,25	1,07	0,01	0,15	0,09	0,32	0,05	0,03	0,90	2,98	21
26.09.03	7,60	5,74	0,33	1,83	0,57	0,01	0,03	0,12	0,59	0,04	0,02	0,73	6,39	24

 Tabelle 47: Chemische Zusammensetzung von PM10 in Wörgl, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

	EC	OM	Nitrat	Sulfat	NH ₄	Blei	Na	K	Ca	Mg	Cl	H ₂ O im SO ₄	Rest ohne H ₂ O	PM10
21.09.03	2,60	8,54	0,29	1,54	0,51	0,00	0,02	0,26	0,35	0,09	0,02	0,62	8,23	23
22.09.03	3,70	7,56	0,37	2,77	1,02	0,01	0,03	0,21	0,53	0,13	0,02	1,11	9,29	27
23.09.03	5,00	8,68	1,10	5,01	1,63	0,01	0,04	0,29	0,77	0,18	0,02	2,00	11,15	36
24.09.03	1,50	2,10	1,63	1,39	0,71	0,00	0,08	0,08	0,16	0,04	0,02	0,56	4,07	12
26.09.03	2,40	6,16	0,41	1,58	0,37	0,01	0,05	0,25	0,39	0,08	0,02	0,63	5,64	18

 Tabelle 48: Chemische Zusammensetzung von PM10 in Brixlegg, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

	EC	OM	Nitrat	Sulfat	NH ₄	Blei	Na	K	Ca	Mg	Cl	H ₂ O im SO ₄	Rest ohne H ₂ O	PM10
21.09.03			1,47	2,88	0,00	0,15	1,37	0,00	0,06	0,02	0,09	1,15	22,92	30
22.09.03			1,90	4,31	0,05	0,04	1,46	0,33	0,62	0,02	0,06	1,72	21,78	32
23.09.03			2,48	6,78	0,02	0,72	1,88	0,48	0,68	0,03	0,38	2,71	39,03	55
24.09.03			4,40	4,23	0,00	1,07	1,65	0,00	0,07	0,02	0,74	1,69	28,71	43
26.09.03			0,86	1,80	0,00	0,15	0,68	0,47	0,02	0,07	0,08	0,72	15,14	20

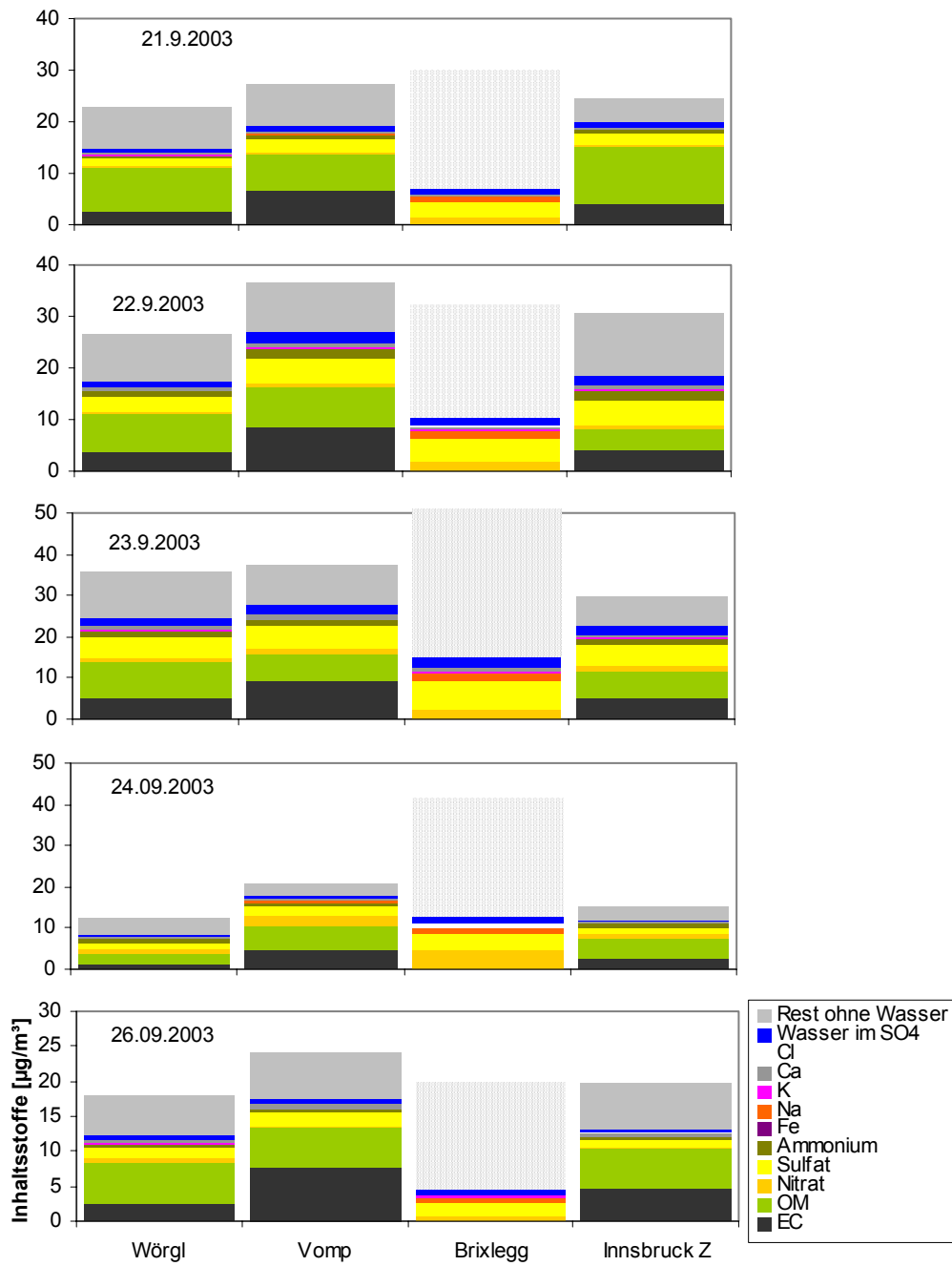


Abbildung 51: Chemische Zusammensetzung von PM10 an vier Stationen im Inntal, 21.9.-26.9.2003.

Da in Brixlegg die Schwermetalle eine besondere Rolle spielen, wird in Abbildung 52 die chemische Zusammensetzung von PM10 inkl. der Schwermetalle dargestellt.

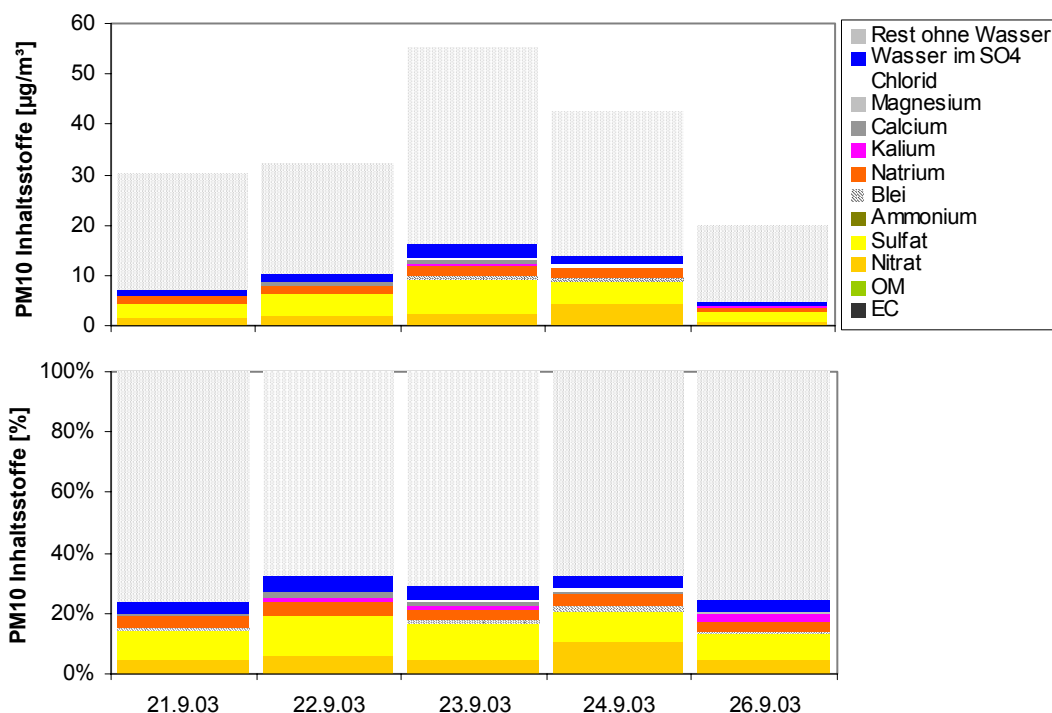


Abbildung 52: Chemische Zusammensetzung von PM10 in Brixlegg, 21.9.-26.9.2003

Die Hauptkomponenten im PM10 sind in Innsbruck, Vomp und Wörgl stets EC, OM, Sulfat und der „Rest“, der sich als Differenz aller analysierten Komponenten (einschließlich des im Sulfat adsorbierten Wassers) gegenüber der PM10-Konzentration ergibt.

In Innsbruck variieren die Beiträge der wesentlichen PM10-Komponenten stark. Am 21.9. (Sonntag) fällt ein sehr hoher OM-Anteil von 46% auf, dagegen ein sehr niedriger Sulfatanteil (9%). Am 22.9. (Mo) ist der OM-Anteil mit 13% sehr niedrig; an diesem Tag macht der „Rest“ überdurchschnittliche 39% aus.

Den höchsten EC-Anteil – absolut wie relativ – weist Vomp A12 auf (im Mittel 25%); dies korrespondiert mit den hohen Kfz-Emissionen in unmittelbarer Nähe der Messstelle. In Vomp weisen EC und OM am 21., 22., 23. und 26.9. ähnliche Konzentrationen auf, am 24.9. – wie an allen anderen Messstellen – deutlich niedrigere. Auffällig ist, dass auch am Sonntag 21.9. die EC- und die OM-Konzentration nur geringfügig niedriger ist als am folgenden Montag und Dienstag.

Grundsätzlich sehr niedrig ist der Nitrat-Anteil v. a. am 21., 22. und 26.9. Bei Tageshöchsttemperaturen um 27°C am 21. und 22.9. und 22°C am 26.9. ist damit zu rechnen, dass Ammoniumnitrat weitgehend in seine gasförmigen Bestandteile dissoziiert; mit der trockenen Deposition von Salpetersäure und Ammoniak stehen diese Komponenten auch nicht für weitere Ammoniumnitrat-Bildung zur Verfügung. Dagegen fällt der hohe Nitrat-Anteil am 24.9. an allen Messstellen außer Brixlegg (z. B. Vomp 12%, im Mittel 4%) auf, während die Sulfat-Konzentration gegenüber dem 23.9. deutlich zurückging. Möglicherweise brachte die Kaltfront am 23.9. eine sulfatarme, dafür nitratreiche Luftmasse nach Nordtirol.

Brixlegg weist insofern ein abweichendes Bild auf, als hier der Ammoniumgehalt extrem niedrig ist. Daher müssen für Sulfat und Nitrat andere Gegenionen vorhanden sein (an den anderen Messstellen ergibt die Ammoniumkonzentration relativ exakt die Masse der Gegenionen für Sulfat und Nitrat). Überdurchschnittlich ist die Blei-Konzentration in Brixlegg, die im Mittel 1%, am 24.9. 3% beträgt. Nicht außergewöhnlich ist dagegen die Sulfatkonzentration.

Beurteilt man den Rest in Hinblick auf die Aufwirbelung von Bodenmaterial, so würde man nach dem 23.9., an dem es regnete, eine Verminderung dieses Beitrags erwarten. Am 24.9. war der Rest-Anteil in Innsbruck und Vomp deutlich niedriger als an den anderen Tagen, nicht in Wörgl.

Verglichen mit anderen österreichischen Städten (Tabelle 44) liegt an den Nordtiroler Messstellen im September 2003 die EC- und OM-Konzentration in einem durchschnittlichen Bereich. Die Sulfat-Konzentration ist überdurchschnittlich, die Nitratkonzentration unterdurchschnittlich. Deutlich überdurchschnittlich ist der Anteil des „Restes“.

9.2.4 REM-Analysen

Am 21.9. (So) wurden auf dem PM10-Filter in Innsbruck Zentrum und Wörgl mäßig häufig Glimmerminerale (geogen; 10-15 µm) und Dieselruß (<0,5 µm) gefunden.

Am 23.9. wurden in Innsbruck mit mäßiger Häufigkeit Quarz (5 µm), Gips (5 µm) und Glimmerminerale als geogene Phasen, Dieselruß und Kornaggregate aus Quarz, Calciumsilikaten und Gips (25 µm) – u.U. Baumaterial – gefunden. In Wörgl traten mäßig häufig Glimmerminerale und Dieselruß auf.

9.3 Darstellung der einzelnen Tage mit PM10-Analysen, Okt./Nov. 2003

9.3.1 Meteorologie

Großwetterlage

Am 28.10. befand sich Österreich im Bereich eines Hochdruckgebietes, welches sich vom Nordatlantik über Mittel- bis Osteuropa erstreckte, während sich über dem Mittelmeer eine Tiefdruckzone befand.

Nach dem Durchzug einer Frontalzone am 1.11. lag Österreich am 2.11. am Nordostrand eines Hochdruckgebietes mit Kern über dem Atlantik im Bereich maritimer Luftmassen subpolaren Ursprungs. Ausgehend von einem Tief über der Nordsee erreichte am 3.11. eine weitere Frontalzone Österreich, nach deren Durchzug sich ab dem 4.11. Hochdruckeinfluss verstärkte.

Temperaturverhältnisse

Der 28.10. war ein sonniger Tag, die Temperatur stieg in Innsbruck von –6°C morgens auf 11°C mittags. Zwischen Innsbruck Flughafen und Sadrach bestand durchwegs eine Inversion, die sich über Mittag abschwächte, zwischen Sadrach und Patscherkofel stark stabile Schichtung, die sich über Mittag neutralisierte (siehe Abbildung 53).

Der Zeitraum von 2. bis 5.11. war von sonnigem Wetter gekennzeichnet. Die Tageshöchsttemperatur lag in Innsbruck bei 12 bis 14°C, die Morgentemperatur am 2.11. noch bei 6°C, ab 3.11. bei –1°C.

Bestand in der Nacht 1./2.11. noch neutrale Schichtung zwischen Flughafen und Sadrach, so bildete sich in den folgenden Nächten stets eine Bodeninversion aus, die am frühen Nachmittag jeweils kurz in neutrale Schichtung übergang. Aufgrund der niedrigen nächtlichen Temperatur in Sadrach und am Flughafen bildete sich oberhalb von Sadrach in der Nacht stets eine stark stabile Schichtung aus; die Erwärmung im Gipfelniveau, die in den Nächten 2./3.11. und 4./5.11. zu beobachten war, führte jeweils zur Ausbildung einer starken Inversion oberhalb von Sadrach. Am 5.11. erreichte die Temperatur auf dem Patscherkofel 9°C, auf der Rosshütte 11°C, sodass sich auch tagsüber im Höhenniveau oberhalb von Sadrach eine stark stabile Schichtung hielt.

Am 23.10. fielen 10 mm Niederschlag, von 29. bis 31.10. einige mm, am 12.11. 9 mm.
In Innsbruck fand keine Straßenstreuung statt.

Ozonverteilung:

Am 28.10. war nachts kaum, tagsüber mäßige vertikale Durchmischung zu beobachten.

Am 2.11. war die Talatmosphäre tagsüber mäßig durchmischt, an den folgenden Tagen nur wenig. Nachts sank die Ozonkonzentration an allen Talmessstellen einschließlich Sadrach bis nahe null.

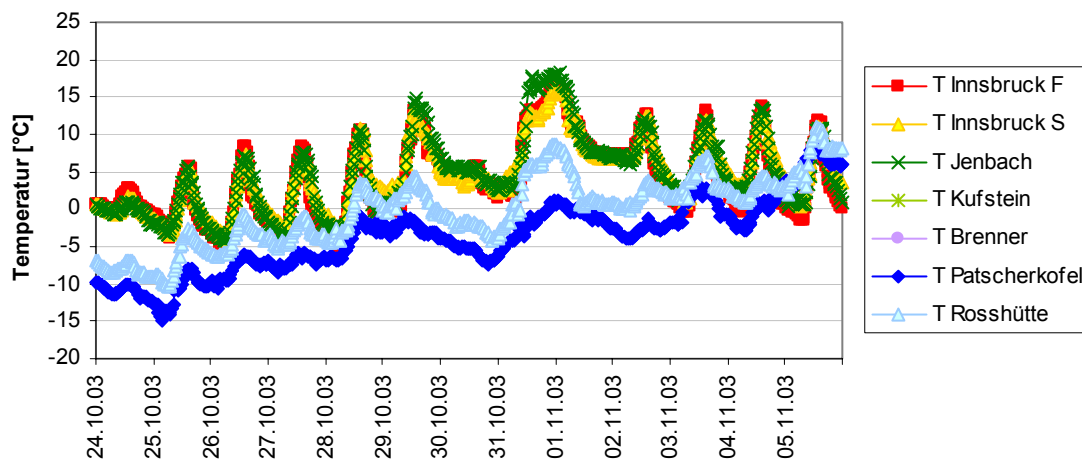


Abbildung 53: Verlauf der Temperatur zwischen 24.10 und 5.11.2003

9.3.2 Immission

Der 28.10. und die Tage von 2. bis 5.11. wiesen – entsprechend den durchwegs ungünstigen Ausbreitungsbedingungen – ein ausgeprägtes Morgen- und Abendmaximum der PM10-Konzentration auf; lediglich am 2.11., als die bodennahe Temperaturschichtung neutral war, war das Morgenmaximum vergleichsweise sehr niedrig. Erhöhte PM10-Konzentration fiel mit erhöhten NO- und CO-Konzentrationen zusammen (anders als im Hochwinter Anfang 2002 kaum zeitversetzt). Wie im Hochwinter Anfang 2002 fiel die PM10-Konzentration in Innsbruck Reichenau und Hall in der Nacht nur sehr langsam ab, in Hall traten die höchsten PM10-Werte durchwegs erst spät abends auf (Abbildung 54).

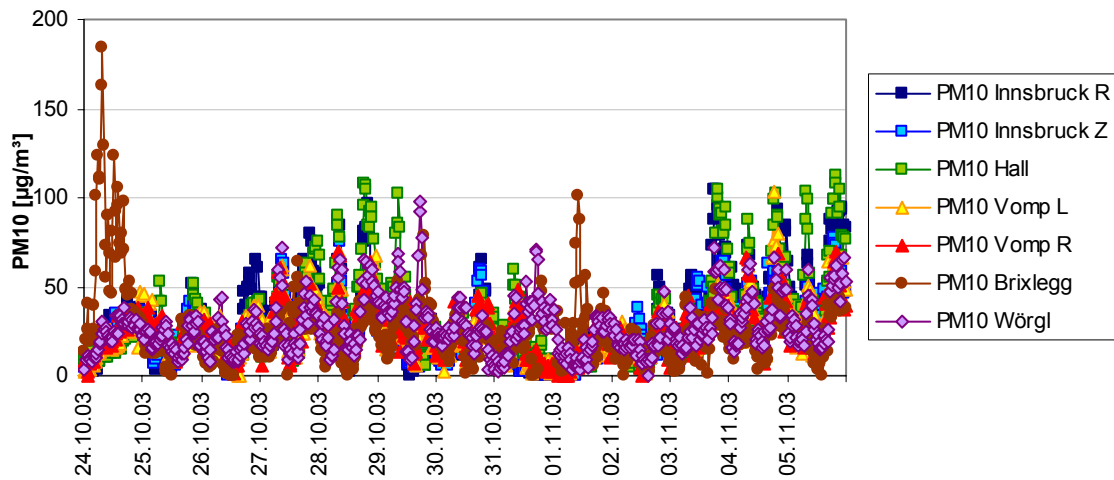


Abbildung 54: Verlauf der PM10-Konzentration zwischen 24.10. und 5.11.2003

9.3.3 Chemische Zusammensetzung

Der 28.12. (Di) wies insgesamt eine mäßig hohe PM10-Konzentration um $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bei sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen auf. In Innsbruck fällt ein sehr hoher EC-Anteil (28%) bei einem unterdurchschnittlichen OM-Anteil (29%) auf. Deutlich unterdurchschnittlich waren auch die sekundären Ionen.

In Vomp waren die EC- und OM-Anteile leicht unterdurchschnittlich, jener des „Restes“ (ohne Wasser) überdurchschnittlich.

Wörgl erfasste eine leicht überdurchschnittliche OM-, eine durchschnittliche EC-Konzentration.

Tabelle 49: Chemische Zusammensetzung von PM10 in Innsbruck Zentrum, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

	EC	OM	Nitrat	Sulfat	NH ₄	Fe	Na	K	Ca	Mg	Cl	H ₂ O im SO ₄	Rest ohne H ₂ O	PM10
28.10.03	8,0	8,3	1,46	1,10	0,40	0,63	0,14	0,30	0,81	0,046	0,23	0,44	6,36	28
02.11.03	3,5	6,6	1,86	1,63	0,84	0,23	0,068	0,21	0,24	0,025	0,078	0,65	1,81	18
03.11.03	6,6	11,2	1,06	1,14	0,34	0,70	0,10	0,29	0,76	0,033	0,20	0,45	6,81	30
04.11.03	7,2	12,9	1,03	1,24	0,34	0,71	0,086	1,2	0,81	0,038	0,17	0,49	5,79	32
05.11.03	7,1	13,7	1,27	1,28	0,41	0,77	0,11	0,33	0,92	0,042	0,21	0,51	5,99	33

Tabelle 50: Chemische Zusammensetzung von PM10 in Vomp A12, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

	EC	OM	Nitrat	Sulfat	NH ₄	Fe	Na	K	Ca	Mg	Cl	H ₂ O im SO ₄	Rest ohne H ₂ O	PM10
24.10.03	4,9	5,9	3,94	3,51	2,20	0,22	0,084	0,15	0,24	0,025	0,088	1,40	2,80	25
28.10.03	7,3	8,0	1,95	1,48	0,72	0,70	0,11	0,28	0,74	0,026	0,21	0,59	9,33	31
02.11.03	4,7	6,2	1,31	2,17	0,81	0,25	0,094	0,28	0,16	0,015	0,073	0,87	1,82	19
03.11.03	6,9	9,9	0,99	1,47	0,49	0,46	0,049	0,56	0,69	0,026	0,14	0,59	4,19	27
04.11.03	8,2	10,5	1,02	1,61	0,53	0,61	0,090	0,33	0,85	0,030	0,16	0,64	6,55	31
05.11.03	7,3	16,5	1,36	1,43	0,52	0,80	0,10	0,32	0,88	0,033	0,18	0,57	1,20	31

 Tabelle 51: Chemische Zusammensetzung von PM10 in Wörgl, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

	EC	OM	Nitrat	Sulfat	NH ₄	Fe	Na	K	Ca	Mg	Cl	H ₂ O im SO ₄	Rest ohne H ₂ O	PM10
28.10.03	4,8	11,1	1,71	1,44	0,59	0,50	0,13	0,38	0,50	0,082	0,22	0,58	6,91	28,9
02.11.03	3,3	8,5	1,00	1,73	0,69	0,09	0,10	0,33	0,11	0,029	0,13	0,69	2,81	19,6
03.11.03	5,6	9,2	0,91	2,23	0,61	0,37	0,076	0,48	0,40	0,080	0,26	0,89	7,44	28,6
04.11.03	5,5	9,4	0,91	1,38	0,30	0,46	0,13	0,46	0,55	0,071	0,22	0,55	9,57	29,5
05.11.03	5,4	9,7	1,13	1,43	0,36	0,48	0,11	0,53	0,52	0,079	0,20	0,57	9,18	29,6

 Tabelle 52: Chemische Zusammensetzung von PM10 in Brixlegg, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

	EC	OM	Nitrat	Sulfat	NH ₄	Pb	Cu	Fe	Na	K	Ca	Mg	Cl	H ₂ O im SO ₄	Rest ohne H ₂ O	PM10
24.10.03	2,90	10,5	4,7	6,2	2,5	2,21	2,33	0,38	0,11	0,40	0,18	0,06	1,91	2,5	11,67	49
02.11.03	1,80	3,5	0,8	1,3	0,6	0,12	0,07	0,04	0,03	0,20	0,05	0,01	0,07	0,5	4,02	13
03.11.03	3,30	8,7	0,8	1,6	0,5	0,24	0,26	0,27	0,05	0,35	0,26	0,02	0,31	0,6	3,76	21
05.11.03	4,30	8,3	1,2	1,4	0,5	0,04	0,06	0,45	0,06	0,39	0,37	0,03	0,18	0,6	4,83	23

Abbildung 55 zeigt die Anteile der mengenmäßig bedeutendsten Inhaltsstoffe dieser Analyseperioden.

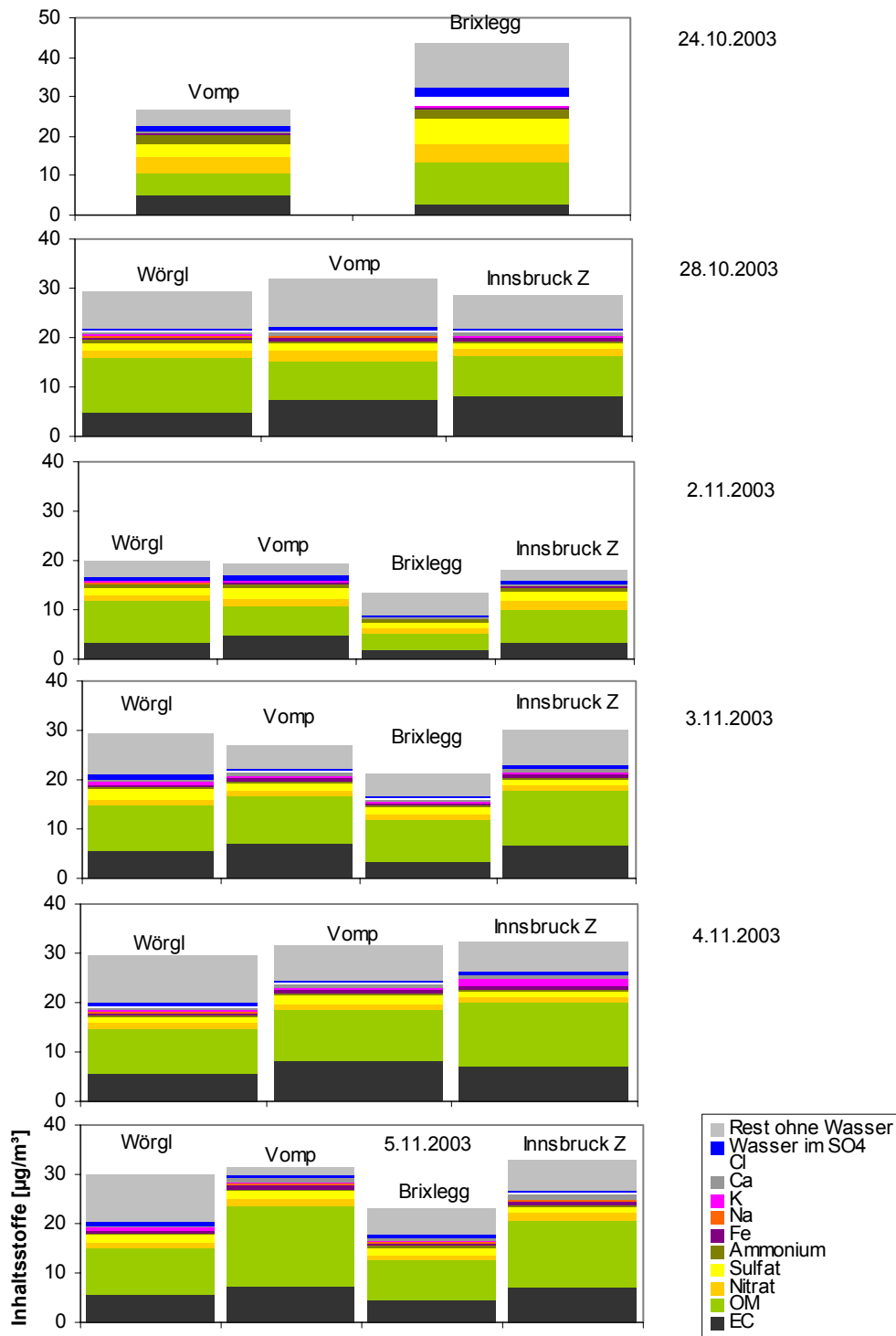


Abbildung 55: Chemische Zusammensetzung von PM10 an vier Stationen im Inntal, 24.10.-5.11.2003.

Da in Brixlegg die Schwermetalle eine besondere Rolle spielen, diese jedoch an den anderen Stationen mengenmäßig unbedeutend sind, wird in Abbildung 56 die chemische Zusammensetzung von PM10 in Brixlegg inkl. der Schwermetalle dargestellt.

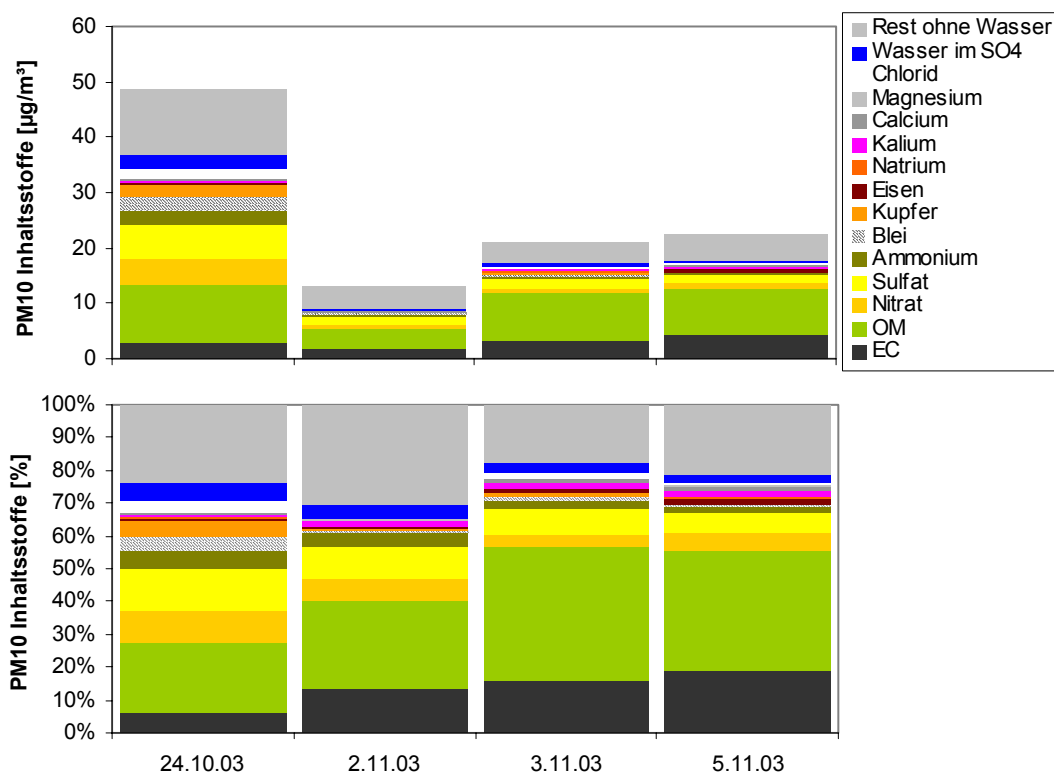


Abbildung 56: Chemische Zusammensetzung von PM10 in Brixlegg, 24.10.-5.11.2003.

Der 2.11. wies als Sonntag bei mäßig ungünstigen Ausbreitungsbedingungen an allen Stationen eine relativ niedrige PM10-Belastung – um $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in Brixlegg $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ - auf.

Überdurchschnittlich war an allen analysierten Stationen der OM-Anteil, leicht überdurchschnittlich der Anteil sekundärer Ionen.

An den folgenden Tagen (3. bis 5.11.) stieg die PM10-Belastung auf Konzentrationen um $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Innsbruck Reichenau und Hall $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Dabei sind folgende Charakteristika zu beobachten:

- in Wörgl, Brixlegg und Innsbruck ungefähr gleichbleibende EC- und OM-Anteile
- in Vomp deutlich steigender OM-Anteil, EC-Anteil gleichbleibend

Die relativ hohen Eisen-Anteile in Innsbruck ($0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 2%) und Vomp ($0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 2%) könnten auf Bremsabrieb zurückgehen. Ein Einfluss der Eisenbahn und der Straßenbahn kann aber ebenfalls nicht ausgeschlossen werden.

Der Kalium-Anteil beträgt im Mittel in Innsbruck 2%, am 4.11. 4% ($1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$), und in Wörgl 2% und ist damit deutlich höher als in Vomp (1%). Dies könnte ein Hinweis auf Emissionen aus Holzverbrennung sein.

Der deutlich unterdurchschnittliche Rest-Anteil am 2.11. kann sowohl auf den Regen am 1.11., der zur Verminderung der Staubaufwirbelung beitrug, zurückgehen, als auch auf das geringere Verkehrsaufkommen am So 2.11.

9.4 Darstellung der PM10-Analyse, 24.10.2003

Der 24.10. wurde ausgewählt, da an diesem Tag in Brixlegg eine speziell hohe PM10-Konzentration registriert wurde.

9.4.1 Meteorologie

Am 24.10. lag Österreich am Südrand eines Hochdruckgebietes, welches sich vom Nordatlantik über Mittel- bis Osteuropa erstreckte, während sich über Norditalien ein Tief befand.

Am 24.10. war es in Innsbruck bewölkt, die Temperatur stieg von 0°C morgens auf 3°C mittags. Die Temperaturschichtung war in allen Höhengniveaus neutral.

Die vertikale Ozonkonzentrationsverteilung zeigt am 24.10. nachts wie tagsüber mäßige vertikale Durchmischung an allen Talmessstellen.

9.4.2 Immission

Am 24.10. wiesen alle Messstellen unter 50 µg/m³ auf. In Brixlegg traten über den Tag verteilt PM10-Spitzen bis 180 µg/m³ auf, parallel zu SO₂-Spitzen bis 90 µg/m³. Die erhöhte PM10-Belastung in Brixlegg dürfte somit überwiegend lokalen Emissionen zuzuordnen sein.

9.4.3 Chemische Zusammensetzung

In Brixlegg (PM10 TMW 49 µg/m³) fällt am 24.10. ein hoher Anteil sekundärer Aerosole auf (Sulfat 6,2 µg/m³ bzw. 13%, Nitrat 10%). Verglichen mit den folgenden Tagen, aber auch allen anderen Messstellen sind die Anteile von EC (6%) und OM (22%) niedrig. Extrem hoch sind die Konzentrationen bei Blei (5%), Kupfer (5%) und Chlorid (4%).

Die PM10-Probe von Vomp (TMW 25 µg/m³) am gleichen Tag zeigt unterdurchschnittliche Anteile von EC und OM und deutlich überdurchschnittliche Anteile sekundärer Ionen (Sulfat 3,5 µg/m³ bzw. 14%, Nitrat 15%).

Brixlegg zeichnet sich somit durch stark erhöhte Konzentrationen von sekundären Ionen, Metallen und Chlorid aus, die, ebenso wie der Verlauf der PM10-HMW, auf einen wesentlichen Einfluss lokaler Emissionen hinweisen.

9.5 REM-Analysen, November 2002

Ausgewählte PM10-Filter der Messstellen Innsbruck Zentrum, Brixlegg und Vomp a.d.L. vom 13. und 27. November 2002 wurden mittels Rasterelektronenmikroskopie auf ihren Phasenbestand untersucht.

9.5.1 13.11.2002

Meteorologie

Großwetterlage: Ab 12.11. lag ein flaches Hochdruckgebiet über Mitteleuropa (mit maritimer subpolarer Luftmasse). Am Vormittag des 14.11. überquerte von Nordwesten eine Frontalzone die Alpen, vor welcher starker Süd- bis Südwestwind wehte.

In Innsbruck stieg die *Temperatur* am 13.11. im Tagesverlauf von -1°C auf 10°C.

In der Nacht 12/13.11. bestand eine Bodeninversion, die sich morgens auflöste. Aufgrund von starker Warmluftadvektion oberhalb des Talbodens (Sadrach) bildete sich ab Mittag zwischen Flughafen und Sadrach eine massive Bodeninversion aus; während am Flughafen die Temperatur in der zweiten Nachthälfte 13./14.11. auf 2°C sank, lag sie in Sadrach zwischen 8 und 13°C; die Inversion erreichte gegen Morgen fast -10°C.

Zwischen Sadrach und Rosshütte bestand in der Nacht 12./13.11. eine stark stabile Schichtung, am 13.11. tagsüber und in der folgenden Nacht dagegen neutrale Schichtung.

Das Temperaturprofil Kellerjoch zeigt im Höhenbereich zwischen 44 m und 170 m über Talboden eine massive Inversion, die sich bis Mitternacht auf ca. -4°C verstärkte, mit der sprunghaften Erwärmung in allen Niveaus ab 170 m über Talboden ab 1:00 auf über 10°C aber eine Temperaturdifferenz von 8°C annahm.

Die Ozonkonzentrationsverteilung zeigt, dass in Kramsach und Kufstein zwischen 12.11. abends und 14.11. vormittags überhaupt kein Vertikalaustausch stattfand. In Innsbruck Reichenau lag die Ozonkonzentration in der Nacht 12./13.11. bei null, stieg die Ozonkonzentration am 13.11. mittags auf ca. $40\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ an (Seegrube um $80\ \mu\text{g}/\text{m}^3$), ging am Abend nahe null zurück und stieg ab 14.11. 2:00 fast auf das Niveau der Seegrube an – d.h. deutlich früher, als das Temperaturprofil die Inversionsauflösung anzeigt (ca. 8:00). In Sadrach war die Ozonkonzentration ab 13.11. vormittags höher als in Reichenau, erreichte aber auch nicht das Konzentrationsniveau an der Seegrube.

Immission

Die stark erhöhte PM10-Belastung im Unterinntal zwischen 12.11. abends und 14.11. mittags steht in Verbindung mit den ungünstigen Ausbreitungsbedingungen. Diese waren, wie das Ozonvertikalprofil zeigt, am 13.11. in Innsbruck wesentlich günstiger als im unteren Inntal. In Innsbruck Reichenau erreichte die PM10-Konzentration in der Nacht 12./13.11. sowie am 13.11. morgens – parallel zu stark erhöhter NO- und CO-Belastung – Werte um $50\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ und sank am 13.11. am frühen Nachmittag bei einsetzender Durchmischung rasch ab.

Demgegenüber blieb die PM10-Konzentration – ebenso wie NO und NO_2 – in Hall bis zum 13.12. 23:00 hoch ($80\ \mu\text{g}/\text{m}^3$), in Vomp ging sie am 14.11. um 3:00 zurück, in Brixlegg um 10:00, in Wörgl um 13:00. Der Konzentrationsverlauf in Kramsach und Kufstein zeigt deutlicher als die Temperatur die von Westen nach Osten fortschreitende Inversionsauflösung.

Rasterelektronenmikroskopische Analyse

Auf dem Filter von Brixlegg waren häufig Glimmerminerale (Partikelgröße 8 bis $20\ \mu\text{m}$) geogenen Ursprungs sowie Dieselruß (unter $0,5\ \mu\text{m}$) zu finden, in geringer Häufigkeit Feldspäte und Dolomit sowie als anthropogene Komponenten globulare Schlacke ($3\text{-}5\ \mu\text{m}$) und silikatische Schlacke ($3\text{-}15\ \mu\text{m}$).

In Innsbruck waren sehr häufig kohliges Material (Ruß, Restkohle), Dieselruß und Calciumsilikate (Betonbestandteile) zu finden, mäßig häufig als geogene Bestandteile Quarz, Glimmerminerale und Dolomit.

In Vomp a.d.L. waren häufig Glimmerminerale und Dieselruß zu finden, in geringer Häufigkeit kohliges Material und Pottasche.

Damit stammten die Partikel überwiegend aus dem Straßenverkehr als anthropogener Quelle sowie von geogenem Material der Umgebung. In Innsbruck zudem ist ein wesentlicher Beitrag von Raumheizung zu finden. Calciumsilikate können von Baustellen sowie von der Gebäudeoberflächenverwitterung oder vom Abrieb betonierter Straßen stammen.

In Brixlegg ist nur ein mäßiger Beitrag (globulare und silikatische Schlacke) zu erkennen, der den Montanwerken zugeordnet werden könnte.

9.5.2 27.11.2002

Die folgende Beschreibung der meteorologischen und der Immissionssituation umfasst den 27. und 28.11., an denen PM10-TMW über $50\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ auftraten.

Meteorologie

Großwetterlage: Ab 26.11. lag ein Hochdruckgebiet über dem westlichen Mitteleuropa, das von einer schwachen Frontalzone, die von einem Tief bei Sizilien über der Po-Ebene und den Ostalpen bis Finnland reichte, durchquert wurde. Westlich davon lag eine maritime subpolare Luftmasse. Verbreitet gab es Regen über dem Alpenvorland; in den Alpen wehte starker Südwind. Am 28.11. herrschte flache Druckverteilung über Mitteleuropa, ehe am 29.11. eine ausgeprägte Frontalzone von Westen ankam.

Die *Temperatur* stieg in Innsbruck am 27.11. von morgendlichen 5°C auf 11°C nachmittags, am 28.11. von 1°C auf 12°C. Die Nächte 27./28. und 28./29.11. waren von starken Bodeninversionen gekennzeichnet, davor und danach trat zwischen Flughafen und Sadrach neutrale Schichtung auf, am Morgen des 27.11. kurzzeitig eine Inversion. Zwischen Sadrach und Rosshütte bestand durchgehend sehr stabile Schichtung.

Diese hochreichend stabile Schichtung unterband Luftmassenaustausch über dem Inntal weitgehend, sodass die Ozonkonzentration an allen Stationen im Inntal sehr niedrig blieb. Lediglich am 28.11. über Mittag setzte – gefördert durch den etwas stärkeren Wind am Flughafen (bis 6 m/s) ein leichtes Ansteigen der Ozonkonzentration ein.

Immission

Die ungünstigen Ausbreitungsbedingungen waren am 27. und 28.11. wesentlich für die hohen PM10-Konzentrationen verantwortlich. Die Konzentrationsverläufe zeigen durchwegs deutliche Morgenspitzen parallel zu NO und CO und etwas ausgedehntere Maxima am Nachmittag, die in Hall, Vomp und Wörgl noch höhere Konzentrationen aufwiesen als jene am Morgen. An allen Messstellen blieb die PM10-Konzentration bis weit in die Nacht hoch.

In Innsbruck blieb die PM10-Konzentration am Nachmittag des 28.11. relativ niedrig, wofür der stärkere Wind verantwortlich gewesen sein dürfte, während im unteren Inntal der Wind sehr schwach und entsprechend die Schadstoffkonzentration höher blieb.

Rasterelektronenmikroskopische Analyse

In Brixlegg wurden am 27.11. häufig Glimmerminerale, Dieselruß und silikatische Schlacke (umfasst Fe-Ca-Silikat mit Spuren von Cu, Zn, K-Ca-Silikat mit Spuren von Zn, Zinksulfid, Zinksulfat aus Verwachsungen) gefunden, in geringer Häufigkeit kohliges Material, globulare Glasphasen und Calciumsilikate (Zement).

In Vomp wurden am 27.11. häufig Glimmerminerale und Dieselruß gefunden, in geringerer Häufigkeit kohliges Material, Natriumkarbonat und Natriumsilikat.

Dominierende PM10-Phasen sind somit am 27.11. Dieselruß und geogenes Material, in Brixlegg zudem metallreiche silikatische Schlacke, die hier den Montanwerken zugeordnet werden kann, daneben kohliges Material und Calciumsilikate.

Vergleich REM-Analysen 13.11 mit 27.11.2002

Die REM-Analysen von 13. und 27.11.2002 zeigen somit als häufigste PM10-Phasen Dieselruß (anthropogen) und Glimmerminerale (geogen), daneben kohliges Material, das Hausbrandemissionen zugeordnet werden kann. In Brixlegg treten am 27.11. silikatische Schlacken als Hinweis auf die Montanwerke deutlicher in Erscheinung als am 13.11. Pottasche, Natriumkarbonat und Natriumsilikat, die in Vomp einen wesentlichen Anteil haben, dürften der Emailherstellung zuzuordnen sein²⁵. Als Quelle kommt das mittlerweile stillgelegte Werk der Fa. Elektra-Bregenz in Frage.

²⁵ persönliche Mitteilung H. Neinavaie

9.6 Resümee

9.6.1 Vergleich der Analysenergebnisse von Sept. und Okt./Nov. 2003

Ein Vergleich der Analysenergebnisse von September und Oktober/November 2003 berücksichtigt folgende Randbedingungen:

- die Temperatur lag im September bei 5 bis 25°C, im Okt./Nov. bei –5 bis +15°C – d.h. Emissionen aus Raumheizung waren in der zweiten Probenahmeperiode wesentlich höher;
- die höheren Temperaturen im September tragen zu einer geringeren Ammoniumnitrat-Konzentration bei (Dissoziation von Ammoniumnitrat);
- die Ausbreitungsbedingungen waren im Okt/Nov. etwas ungünstiger.

Der Vergleich der PM10-Konzentrationen und -anteile (Tabelle 53) ergibt u. a. Folgendes:

- ✓ höhere PM10-Konzentration in Innsbruck und Wörgl Ende Okt./Anfang Nov. gegenüber Sept., dagegen in Vomp und Brixlegg niedrigere PM10-Konzentration
- ✓ deutlich höhere EC- und OM-Anteile in der zweiten Periode in Innsbruck und Wörgl sowie OM in Vomp. Diese Zunahme könnte auf verstärkte Emissionen aus Raumheizung zurückgehen.
- ✓ EC in Vomp gleichbleibend
- ✓ die Nitrat-Anteile nehmen in Innsbruck und Vomp leicht zu (was u. a. auf die niedrigeren Temperaturen und die damit geringere Dissoziation von Ammoniumnitrat zurückgeführt werden kann), in Wörgl und Brixlegg sind sie gleich
- ✓ die Sulfat-Anteile sind im Sept. höher, v. a. in Innsbruck. Auch absolut gesehen wies die September-Periode wesentlich höhere Sulfatkonzentrationen auf als Ende Okt./Anfang Nov.
- ✓ Der Beitrag des „Restes“ ist im Sept. wesentlich höher als Ende Okt./Anfang Nov.

Einer schlüssigen Interpretation entzieht sich der hohe Na-Anteil am PM10 in Brixlegg im September, der mit einem Defizit an Ammonium – als Gegenion zu Sulfat und Nitrat – einher geht. Möglicherweise wurde Ammonium im Raum Brixlegg durch luftchemische Prozesse von Na substituiert. Die vorliegenden Informationen über die lokalen Emissionen in Brixlegg erlauben allerdings keine Rückschlüsse auf spezifische chemische Prozesse, die zur Bildung von Natriumsulfat oder Natriumnitrat beigetragen haben könnten.

Tabelle 53: Mittlere Anteile der PM10-Komponenten, Probenahmeperiode Sept. 2003 sowie Ende Okt./Anfang Nov. 2003. PM10 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Inhaltsstoffe in %.

	Innsbruck			Vomp A12			Brixlegg			Wörgl		
	Sept.	Okt./ Nov.	alle	Sept.	Okt./ Nov.	alle	Sept.	Okt./ Nov.	alle	Sept.	Okt./ Nov.	alle
PM10	24	28	26	29	27	28	36	26	26	23	27	25
EC	18%	23%	20%	25%	24%	24%		14%		13%	18%	15%
OM	27%	37%	32%	23%	34%	29%		31%		28%	36%	32%
Nitrat	4%	5%	5%	4%	7%	5%	6%	6%	6%	4%	4%	4%
Sulfat	12%	5%	8%	11%	8%	9%	11%	9%	1<1%	1<1%	6%	8%
Ammonium	4%	2%	3%	4%	3%	4%	<1%	4%	2%	4%	2%	3%
Pb							1%	2%	1%			
Cu								2%				
Fe		2%			2%			1%			1%	
Natrium	<1%	<1%	<1%	<1%	<1%	<1%	4%	<1%	2%	<1%	<1%	<1%
Kalium	1%	2%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	2%	1%
Calcium	3%	2%	3%	2%	2%	2%	1%	1%	1%	2%	1%	2%
Magnesium	<1%	<1%	<1%	<1%	<1%	<1%	<1%	<1%	<1%	<1%	<1%	<1%
Chlorid	<1%	1%	<1%	<1%	1%	<1%	1%	2%	1%	<1%	1%	<1%
Wasser im SO ₄	5%	2%	3%	5%	3%	4%	4%	4%	4%	4%	2%	3%
Rest ohne Wasser	27%	18%	23%	25%	15%	21%		23%		33%	26%	29%

9.6.2 Anthropogene Anteile

Die PM10-Analyseergebnisse von September und Oktober/November 2003 zeigen in Innsbruck – verglichen mit den anderen in Tabelle 44 zusammen gestellten Untersuchungen – im Mittel sehr hohe EC- und OM-Anteile; unter den Standorten, von denen Analysen vorliegen, wurde lediglich in Lienz ein höherer EC- und OM-Anteil gemessen. Deutlich über dem Schnitt der zusammengefassten Städte liegt der EC- und OM-Anteil auch in Vomp A12 und der OM-Anteil in Wörgl.

Die REM-Analysen deuten darauf hin, dass Dieselrußpartikel und Hausbrand (Restkohle) den dominierenden Beitrag der kohlenstoffhaltigen Fraktion beisteuern.

Bei Ammoniumsulfat zeigen alle Messstellen im Unterinntal ähnlich niedrige Konzentrationen wie die inneralpinen Standorte Klagenfurt und Lienz und deutlich geringere als die Messstellen im Nordosten Österreichs und in Deutschland (dort bis über 20%).

Überraschend niedrig sind die Gehalte an Ammoniumnitrat, was angesichts der hohen NO_x-Emissionsdichten im Unterinntal auf den ersten Blick ungewöhnlich erscheint. Mit Massenanteilen um 5% ist Ammoniumnitrat deutlich geringer vertreten als in Klagenfurt und Lienz und an den Messstellen in Nordostösterreich und Deutschland. Dies kann daran liegen, dass vergleichsweise hohe Temperaturen zu einer stärkeren Dissoziation von Ammoniumnitrat geführt haben, aber auch an einer höheren Depositionsrate der Vorläufersubstanzen von Ammoniumnitrat im topographisch stark strukturierten bewaldeten Gebiet.

Anthropogene Anteile am „Rest“ – d.h. v. a. mineralischem Material – dürften Aschepartikel aus der Verbrennung fester Brennstoffe sein. Diese Aschepartikel werden in der REM-Analyse als „kohliges Material“ identifiziert.

Die REM-Analysen zeigen in Innsbruck weiters als häufige anthropogene Phase Calciumsilikate (Bestandteil von Zement), teilweise gemeinsam mit Kornaggregaten aus Quarz und

Gips. Diese stammen wahrscheinlich von Baustellen oder der Verwitterung von Gebäudeoberflächen.

9.6.3 Geogene Anteile

Als Quelle des „Restes“ kommt primär mineralisches Material in Frage, welches aus folgenden Quellen stammen kann:

- Bodenerosion im Inntal (kahle landwirtschaftliche Flächen)
- Bodenerosion in den Nördlichen Kalkalpen
- Bodenerosion in den kristallinen Zentralalpen
- Aufwirbelung von Straßenstaub
- Mineralrohstoffabbau

Eine auch nur annähernd quantitative Abschätzung der Emissionen durch Bodenerosion ist praktisch nicht möglich, bei der Abschätzung der Emissionen aus Aufwirbelung und Mineralrohstoffabbau sind die Unsicherheiten erheblich.

Die Steinbrüche des Unterinntals liegen ganz überwiegend im Kalkalpin; die vorliegenden Emissionsabschätzungen geben für die Steinbrüche, welche Kalk oder Mergel abbauen, jährliche Emissionsmengen von 395 t, jene im silikatischen Zentralalpenbereich 75 t (siehe Kapitel 5.2.3.2).

Die REM-Analysen weisen dagegen Glimmerminerale (d.h. Silikate) als den wesentlichsten Anteil geogener Partikel aus.

Als natürliche Quellen kommen für geogenes Material vegetationslose Flächen der Berge südlich und nördlich des Inntals sowie des Talbodens in Frage. Die Berge südlich des Inntals sind relativ hochreichend mit Vegetation bedeckt und scheinen daher als wesentliche Quelle geogener Partikel wenig wahrscheinlich, ebenso der Talboden des Inntals (dessen Sedimentfüllung primär aus silikatischen Mineralien besteht²⁶), aber kaum vegetationslose (Acker-)Flächen aufweist.

²⁶ persönliche Mitteilung Neinavaia

10 FAKTOREN, DIE ZU DEN ÜBERSCHREITUNGEN GEFÜHRT HABEN – PM10

In diesem Kapitel werden im Detail die Ursachen der PM10-Belastung im Unterinntal behandelt, wobei das Hauptaugenmerk auf Tage mit mehr als $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gelegt wird. Die Abschätzung der Beiträge einzelner Quellen bzw. Emittentengruppen zur PM10-Belastung im Inntal bezieht sich grundsätzlich auf das Winterhalbjahr, da im Winterhalbjahr 2002 die weitaus meisten PM10-TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aufgetreten sind. Daher werden für die Beurteilung der Beiträge verschiedener Emittentengruppen die in Tabelle 17 angeführten PM10-Emissionen an einem Werktag im Winter verwendet.

10.1 Staub-Ferntransport aus Nordafrika

Ferntransport von Staub aus der Sahara war am 16.11.2002 für die PM10-TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ überwiegend verantwortlich.

10.2 Schadstofftransport aus dem Alpenvorland

Die Analyse der Belastungsepisoden zeigt, dass an einzelnen Tagen PM10-Transport aus dem Bayerischen Alpenvorland in Kufstein und Wörgl für erhöhte PM10-Belastung und die dort beobachteten relativ strukturlosen – d.h. von lokalen Emissionen und lokalen Ausbreitungsbedingungen wenig beeinflussten – PM10-Konzentrationsverläufe verantwortlich war. Im Winter 2002 lassen sich zwölf Tage identifizieren (14. bis 16.3., 10./11.4., 18. und 19.6. sowie 9. bis 12.12. 2002), an denen PM10-Transport aus dem Alpenvorland in Kufstein und Wörgl einen nennenswerten Beitrag zur PM10-Belastung geliefert hat, wobei am 10./11.4. und am 18./19.6. auch weiter talaufwärts gelegene Messstellen betroffen gewesen sein dürften. *Unter den genannten Tagen sind 9 Tage, an denen in Wörgl eine PM10-Belastung über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ einen nennenswerten, aber nicht quantifizierbaren Beitrag von Transport aus dem Alpenvorland aufwies.* Da Wörgl aber – auch an den genannten Tagen – eine wesentlich höhere PM10-Belastung aufwies als Kufstein, dürften zwischen Kufstein und Wörgl gelegene PM10-Quellen einen erheblichen Beitrag zur PM10-Belastung in Wörgl liefern.

Bei der Abschätzung der Herkunft der PM10-Belastung für das Winterhalbjahr 2002 wird daher davon ausgegangen, dass das Inntal zwischen Wörgl und Haiming eine abgeschlossene Luftmasse darstellt und ausschließlich Quellen im Inntal für die PM10-Belastung verantwortlich sind.

Im Bereich unterhalb von Wörgl spielt Luftmassenaustausch mit dem Alpenvorland eine etwas größere Rolle. Die „Verdünnung“ der Luftmasse aus dem Inntal durch Austausch mit dem Alpenvorland ist möglicherweise für die vergleichsweise niedrige PM10-Belastung in Kufstein verantwortlich.

10.3 Methode der Quellzuordnung

Die Abschätzung der Beiträge einzelner Quellgruppen stützt sich auf folgende, untereinander unabhängige Informationsquellen:

- Angaben der PM10-Emissionen
- chemische Analysen von PM10-Inhaltsstoffen ausgewählter Tage
- mittlere Tagesgänge und Wochengänge von PM10 und ihr Zusammenhang mit dem Tagesgang bzw. Wochengang der Emissionen einzelner Quellgruppen

Der Analyse der mittleren Tagesgänge bzw. Wochengänge liegen folgende Annahmen zu Grunde:

- die minimale „Grundbelastung“ der PM10-Konzentration wird durch die PM10-Emissionen des gesamten Untersuchungsgebietes verursacht; die zeitlich variablen Beiträge der PM10-Belastung werden regional abgegrenzten Quellgebieten zugeordnet.
- den dominierenden Anteil der zeitlich variablen PM10-Belastung liefern Quellen in der näheren Umgebung im Umkreis von einigen Kilometern

10.4 Grundbelastung – verursacht durch alle Emissionen im Inntal

Die Grundbelastung lässt sich unter jenen Bedingungen identifizieren, bei denen der Beitrag lokaler Emissionen am geringsten ist; dies ist

- a) in der zweiten Nachthälfte
- b) bei hohen Windgeschwindigkeiten der Fall.

Die Grundbelastung wird daher als jene Konzentration abgeschätzt, die gegen Ende der Nacht auftritt und dem Konzentrationsniveau bei Windgeschwindigkeiten über 3 m/s entspricht. Anhand der mittleren Tagesgängen und der Windgeschwindigkeitsabhängigkeit lässt sich **an allen Messstellen zwischen Innsbruck und Wörgl im Wintermittel 2002** die „Grundbelastung“ mit ca. **20 µg/m³** abschätzen.

Es wird davon ausgegangen, dass diese durch die gesamten Emissionen im **Inntal zwischen Kufstein und Haiming** bestimmt wird.

Die Tatsache, dass die PM10-Belastung in der Nacht von Sonntag auf Montag deutlich niedriger ist (um fast 10 µg/m³) als in den Nächten zwischen Montag und Samstag und auch noch im gesamten Verlauf des Montags deutlich unter dem Belastungsniveau der Tage von Dienstag bis Freitag liegt, ist ein weiterer starker Hinweis, dass PM10-Akkumulation im Inntal eine entscheidende Rolle spielt und dass die verringerten PM10-Emissionen am Wochenende einen Konzentrationsrückgang bedingen, der erst im Verlauf des Montags wieder „aufgefüllt“ wird.

Wie in den beiden folgenden Kapiteln ausgeführt wird, setzt sich diese Grundbelastung je etwa zur Hälfte aus sekundären anorganischen Aerosolen (Sulfat und Nitrat) und primär emittierten Partikeln zusammen.

Eine Quantifizierung des Beitrags von PM10-Transport aus dem Alpenvorland ist kaum möglich. Wie die Detailanalyse der Belastungsepisoden zeigt, spielt Transport aus dem Alpenvorland nur an einzelnen Tagen eine Rolle, v. a. in Kufstein und Wörgl.

Tabelle 54: PM10-Belastung im Mittel über den Winter 2002, „Grundbelastung“ und lokale Beiträge an den einzelnen Messstellen, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

	Winter-Mittel	Grundbelastung	Lokaler Anteil
Innsbruck Reichenau	43	20	23
Innsbruck Zentrum	38	20	18
Hall	38	20	18
Vomp a.d.L.	36	20	16
Vomp A12	33	20	13
Brixlegg	35	20	15
Wörgl	36	20	16

10.4.1 Sekundäre anorganische Aerosole

Jedenfalls als Teil der Grundbelastung, die von allen Emissionen im Untersuchungsgebiet bestimmt wird, sind die sekundären anorganischen Partikel anzusprechen.

Die Anteile der sekundären anorganischen Ionen, die anhand der 10 PM10-Proben zwischen September und November 2003 abgeschätzt werden können, sind in Tabelle 55 angegeben. Der mittlere Beitrag von Ammoniumsulfat (inkl. Wasser) zur PM10-Belastung liegt bei 16%, der mittlere Anteil von Ammoniumnitrat bei 7%.

Tabelle 55: Mittlere Anteile der sekundären anorganischen Ionen (inkl. am Ammoniumsulfat adsorbiertes Wasser) in den PM10-Proben, Sept./Nov. 2003

	Ammoniumsulfat (inkl. Wasser)	Ammoniumnitrat
Innsbruck Zentrum	15%	6%
Vomp	16%	7%
Brixlegg	18%	8%
Wörgl	15%	5%

In Tabelle 56 wird aus den Mittelwerten der PM10-Konzentration im Winter 2002 und während der PM10-Probenahmen im September/November 2002 der Anteil der sekundären anorganischen Aerosole für den Winter 2002 hochgerechnet (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Tabelle 56: Abschätzung des Beitrags der sekundären anorganischen Ionen zur PM10-Belastung im Winter 2002

	Innsbruck Z	Vomp A12	Brixlegg	Wörgl
PM10, Mittel Winter 2002 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	38	33	35	36
PM10, Mittel Probenahmeperioden ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	26	28	26	25
Anteil sekundäre Aerosole	21%	23%	26%	20%
Hochgerechnet Winter 2002, sekundäre Aerosole ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	8	8	9	7

Da im September aufgrund relativ hoher Temperatur Ammoniumnitrat zu einem hohen Anteil in seine gasförmigen Komponenten dissoziiert ist, dürfte im Wintermittel der Anteil von Ammoniumnitrat höher liegen. Möglicherweise liegt aufgrund erhöhter SO_2 -Emissionen im Winter auch eine höhere Ammoniumsulfat-Konzentration vor. Daher wird im **Wintermittel** der **Anteil der sekundären anorganischen Ionen an der PM10-Grundbelastung** im gesamten Unterinntal mit ca. **10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** abgeschätzt, wovon ca. 60% auf Ammoniumsulfat und 40% auf Ammoniumnitrat entfallen.

In Brixlegg dürfte ein geringer Teil der sekundären anorganischen Ionen, v. a. Sulfat, lokalen Emissionen zuzuordnen sein.

Die sekundären anorganischen Partikel – hauptsächlich Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat, aber auch andere Sulfate und Nitrate – entstehen primär aus den gasförmigen, primär emittierten Vorläufersubstanzen Schwefeldioxid, Stickstoffoxiden und Ammoniak.

Die chemischen PM10-Inhaltsstoffanalysen (Kapitel 9) zeigen – soweit sie als repräsentativ für die Verhältnisse im Winter anzusehen sind – dass Sulfat und Nitrat in einem stöchiometrischen Verhältnis mit Ammonium vorliegen, das darauf hinweist, dass alle sekundären anorganischen Ionen als Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat vorliegen (und nicht etwa als Ammoniumhydrogensulfat). Eine Ausnahme stellt Brixlegg dar, wo einzelne Proben kaum Ammonium enthalten, sodass Sulfat und/oder Nitrat andere Gegenionen aufweisen. Für den größten Teil des Unterinntals kann daher angenommen werden, dass SO₂ und NO_x die limitierenden Faktoren für die Bildung von Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat sind und nicht die Ammoniak-Emissionen.

Aufgrund der bei windschwachen Inversionswetterlagen langen Verweilzeit von Luftmassen im Inntal wird davon ausgegangen, dass für die Belastung mit sekundären anorganischen Ionen im Unterinntal die SO₂- und NO_x-Emissionen des gesamten Untersuchungsgebietes (Inntal in den Bezirken Innsbruck, Innsbruck Land, Schwaz und Kufstein) verantwortlich sind. Transport aus dem Bayerischen Alpenvorland sowie Ferntransport sind nicht quantifizierbar und werden nicht berücksichtigt.

Eine Abschätzung der SO₂- und NO_x-Emissionen des Untersuchungsgebietes ist in Tabelle 57 zusammen gestellt.

Tabelle 57: SO₂- und NO_x-Emissionen im Untersuchungsgebiet, t/Jahr

	SO ₂	NO _x
Verkehr Pkw	42	1319
Verkehr Lkw	46	2809
Off road-Verkehr ²⁷	6	ca. 1000
Hausbrand	402	216
Gewerbe	ca. 200	387
Industrie – Punktquellen	ca. 80	ca. 200
<i>Summe</i>	<i>ca. 780</i>	<i>ca. 6000</i>

Die in Tabelle 57 angegebenen SO₂- und NO_x-Emissionen zeigen, dass Hausbrand und Gewerbe (Raumheizung) die dominierenden SO₂-Emittenten sind und die NO_x-Emissionen ganz überwiegend vom Straßenverkehr stammen.

Die Unterschiede zu der in der Bundesländerschadstoffinventur für Tirol angegebenen NO_x-Emissionen ergeben sich zum einen daraus, dass in der Bundesländerinventur die Emissionen über den Treibstoffverbrauch berechnet wird, Tanktourismus daher beinhaltet ist, in der obigen Berechnung dagegen die Emissionen anhand der tatsächlichen Fahrleistung berechnet wurden. Auch werden in der Bundesländerinventur aktuelle Emissionsfaktoren verwendet, während für die Berechnung in Tabelle 57 das Handbuch der Emissionsfaktoren, Stand 1998, herangezogen wurde.

²⁷ Abgeschätzt aus österreichischen Gesamtemissionen [PISCHINGER, 2000]

10.4.2 Beitrag der primären anthropogenen PM10-Emissionen zur Grundbelastung

Der Beitrag der **primär emittierten Partikel zur Grundbelastung** im Unterinntal macht ebenfalls ca. **10 µg/m³** im Wintermittel aus.

Für diesen Beitrag sind die in Tabelle 17 zusammen gestellten Gesamtemissionen des Untersuchungsgebietes verantwortlich. Diese werden für das ganze Jahr mit ca. 1090 t abgeschätzt. Relevant sind für die PM10-Grenzwertüberschreitungen primär die Emissionen im Winter; die Emissionen an einem Werktag im Winter werden mit **ca. 3710 kg/Tag** abgeschätzt; die Anteile sind in Tabelle 58 nochmals zusammengefasst.

Diese Emissionen des gesamten Untersuchungsgebietes sind, verteilt und akkumuliert über das ganze Untersuchungsgebiet, im Wintermittel für einen Beitrag zur PM10-Belastung von ca. 10 µg/m³ verantwortlich.

Tabelle 58: Anteil der Hauptemittentengruppen primärer anthropogener Partikel an einem Werktag im Winter

	%
Verkehr, Abgasemissionen PKW	9
Verkehr, Abgasemissionen LKW	7
Verkehr, Abrieb	8
Verkehr, Wiederaufwirbelung	11
Hausbrand	25
Industrie und Gewerbe, gefasste und mobile Quellen	10
Industrie, diffuse Quellen	?
Mineralrohstoffabbau	16
Bauwirtschaft	13

10.4.3 Geogene Anteile

Eine analytische Auftrennung des mineralischen Anteils am PM10 auf anthropogene und geogene Emissionen ist nicht möglich. Der in den chemischen Analysen ausgewiesene „Rest“ (ohne Wasser im Ammoniumsulfat) umfasst weitestgehend mineralisches Material, welches sowohl geogenen Ursprungs sein kann, aber auch einer Reihe anthropogener Emissionen entstammen kann, unter denen die bedeutendsten sind:

- Mineralrohstoffabbau
- Bauwirtschaft
- Wiederaufwirbelung durch den Straßenverkehr
- Straßenabrieb
- Streusplitt
- Diffuse Emissionen mineralischen Materials in der Industrie.

Wie in Kapitel 9.6.3 ausgeführt, sind die Emissionen geogener Partikel aus Winderosion nicht bzw. aus Mineralrohstoffabbau und Straßenstaubaufwirbelung relativ unsicher zu quantifizieren.

Die chemischen PM10-Analysen zeigen einen relativ hohen Anteil mineralischer Komponenten („Rest“) von 20% (Vomp) bis 29% (Wörgl) bzw. 6 bis 7 µg/m³, der höher lag als bei PM10-Probenahmen u. a. in Wien, Klagenfurt und Lienz.

Während und vor der Zeit der Probenahme erfolgte keine Winterstreuung mit Streusplitt, die diesen hohen Anteil erklären könnte. Der hohe mineralische Anteil an den PM10-Proben deutet darauf hin, dass die Partikelemissionen aus Mineralrohstoffabbau und Baustellen einen wesentlichen Beitrag zur PM10-Belastung im Inntal beisteuern, wie die vorliegenden Emissionsdaten zeigen – wobei festzuhalten ist, dass die in Tabelle 17 und Tabelle 58 angeführten Zahlen noch die untere Grenze der verfügbaren Emissionsabschätzungen für Mineralrohstoffabbau und Bauwirtschaft darstellen. Dies ist auch ein Hinweis, dass der Beitrag rein geogener PM10-Emissionen relativ gering sein dürfte.

Da Emissionen von natürlichen geogenen Partikeln durch Winderosion räumlich nicht zuordenbar sind und über das gesamte Untersuchungsgebiet verteilt vorkommen können, wird angenommen, dass diese – nicht quantifizierbaren – Emissionen einen Teil der Grundbelastung beisteuern.

10.5 Lokale Zusatzbelastung an den einzelnen Messstellen

In Tabelle 54 werden die lokalen Beiträge zur PM10-Belastung an den einzelnen Messstellen im Unterinntal abgeschätzt. Diese liegen zwischen $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Vomp A12 und $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Innsbruck Reichenau.

Der Abschätzung jener PM10-Emissionen, die diese lokalen Beiträge verursachen, liegt die Annahme zu Grunde, dass dafür primär Emissionen im Umkreis weniger Kilometer um die Messstellen verantwortlich sind, wobei deren Einfluss mit wachsender Entfernung abnimmt und auch von der Windrichtung (in Hinblick auf den tagesperiodischen Wechsel des Windes auch von der Tageszeit) abhängt. Dazu werden die Emissionen im Umkreis von 1 km, 2 km und 5 km (Radius) um die einzelnen Messstellen berechnet, wobei nach Durchsicht der Daten ein Radius von 2 km als plausibel für die Beiträge der lokalen Emissionen erachtet wird.

Die PM10-Emissionen der wichtigsten Emittentengruppen, bezogen auf einen Werktag im Winter, sind in Tabelle 59 zusammen gestellt. Tabelle 60 gibt die Anteile der wichtigsten Emittentengruppen in Prozent an.

Kufstein wird nicht berücksichtigt, da in die Emissionsberechnung nur Quellen in Österreich einfließen und die Nichtbeachtung der Emissionen in Deutschland die Ergebnisse verfälschen würde.

Zu beachten sind selbstverständlich die erheblichen Unsicherheiten bei der Abschätzung diffuser Emissionen aus Mineralrohstoffabbau, Industrie und Bauwirtschaft sowie der Wiederaufwirbelung durch den Straßenverkehr. Im Umkreis von 2 km um alle Messstellen befinden sich keine Mineralrohstoffabbaubetriebe, allerdings fallen solche in einen Umkreis von 5 km um die Messstellen Hall, Vomp und Wörgl. Selbst bei Anwendung der Minimalabschätzungen für deren Emissionen würden sie einen Anteil von 20% bis über 60% der PM10-Emissionen im Umkreis von 5 km um diese Messstellen ausmachen. Sie werden in der folgenden Darstellung der Anteile der PM10-Emissionen nicht diskutiert; ihre hohen Unsicherheiten und ihre möglicherweise sehr hohen Beiträge zu den PM10-Emissionen sollten bei der Ausarbeitung von Maßnahmen aber berücksichtigt werden.

Erhebliche Unsicherheiten weisen u.U. auch die diffusen Emissionen der Bauwirtschaft auf, die nach den vorliegenden Abschätzungen in Innsbruck einen erheblichen Anteil von ca. einem Viertel an den PM10-Emissionen aufweist.

Eine wesentliche und u.U. nicht zutreffende Vereinfachung stellt die Berücksichtigung der PM10-Emissionen in einem isotropen Umkreis um die Messstellen dar. In Hinblick auf die tageszeitliche Variation der Ausbreitungsbedingungen, die nachts zu stärkerer Schadstoffanreicherung in Bodennähe beitragen als tagsüber, der tageszeitlichen Variation der Wind-

richtung, aber auch der Windgeschwindigkeit wäre u.U. eine stärkere Gewichtung talaufwärts gelegener Emissionen ein Ansatz, der realitätsnähere Ergebnisse liefern könnte.

Tabelle 59: Beiträge der PM10-Emissionen im Umkreis von 2 km zur lokalen PM10-Belastung an den Messstellen im Unterinntal, Werktag im Winter, kg/Tag

	Innsbruck Zentrum	Innsbruck Reichenau	Hall	Vomp a.d.L.	Vomp A12	Brixlegg	Wörgl
Verkehr PKW	23	19	15	12	12	10	15
Startzuschläge	3	3	1	1	1	<1	1
Verkehr LKW	12	10	9	8	8	7	11
Verkehr Abrieb	21	18	12	10	10	8	12
Verkehr Aufwirbelung	26	22	18	21	21	18	30
Straßenverkehr gesamt	84	72	55	52	51	44	69
Hausbrand	131	124	52	44	44	28	37
Gewerbe	6	9	1	3	3	1	1
Punktquellen	2	0	0	27	27	>>8	<63
mobile Quellen	15	14	3	3	3	2	3
Zementwerke	0	0	0	0	0	0	0
Rohstoffabbau	0	0	0	0	0	0	0
Bauwirtschaft	81	79	19	16	16	9	16
Flugverkehr	0	0	0	0	0	0	0
Eisenbahn	1	1	1	0	0	0	1
Landwirtschaft	0	0	<1	<1	<1	<1	<1
Forstwirtschaft	0	0	<1	<1	<1	<1	<1
Summe	319	300	132	145	144	93	189

Festzuhalten ist, dass im Umkreis von 2 km um alle Messstellen die Quellgruppen Flugverkehr, Zementwerke und Mineralrohstoffabbau keine Beiträge liefern, Eisenbahn, Land- und Forstwirtschaft minimale Beiträge.

Tabelle 60: Anteile der PM10-Emissionen im Umkreis von 2 km zur lokalen PM10-Belastung an den Messstellen im Unterinntal, Werktag im Winter, Prozent

	Innsbruck Zentrum	Innsbruck Reichenau	Hall	Vomp a.d.L.	Vomp A12	Brixlegg	Wörgl
Verkehr Abgas	12%	11%	20%	15%	14%	19%	14%
Verkehr Abrieb	7%	6%	9%	7%	7%	9%	6%
Verkehr Aufwirbelung	8%	7%	14%	14%	14%	19%	16%
Straßenverkehr gesamt	26%	24%	42%	36%	36%	48%	36%
Hausbrand	41%	41%	39%	30%	30%	30%	19%
Industrie+Gewerbe	7%	8%	3%	23%	23%	>11% ²⁸	<36%
Bauwirtschaft	25%	26%	14%	11%	11%	10%	8%

10.5.1 Innsbruck

Innsbruck weist die mit Abstand höchsten Emissionsdichten im Untersuchungsgebiet auf. Im Umkreis von 2 km Radius um die Messstelle Innsbruck Zentrum werden die PM10-Emissionen mit 319 kg an einem Werktag im Winter abgeschätzt, im Umkreis von 2 km um die Messstelle Reichenau mit 300 kg.

Die relativen Anteile der wichtigsten Emittentengruppen sind an beiden Messstellen ungefähr gleich, auf den Hausbrand entfallen jeweils 41%, auf den Straßenverkehr und die Bauwirtschaft jeweils ca. 25%, auf gefasste Emissionen aus Industrie und Gewerbe (Prozessemissionen und Raumheizung) jeweils 7 bzw. 8%.

Beim Straßenverkehr ist der absolute Beitrag der PKW-Abgasemissionen, aber auch der LKW-Abgasemissionen und der Wiederaufwirbelungsemissionen im Vergleich zu autobahn-nahen Messstellen hoch. Abgasemissionen der PKW und Wiederaufwirbelung machen an beiden Messstellen je ca. 30% der Straßenverkehrsemissionen aus, Abrieb 25% und LKW-Abgasemissionen jeweils 14%.

Innsbruck Reichenau weist eine wesentlich höhere PM10-Belastung auf als Innsbruck Zentrum; der abgeschätzte lokale Beitrag der PM10-Belastung beträgt im Wintermittel in Reichenau 23 µg/m³, im Zentrum 18 µg/m³; demgegenüber weist Tabelle 60 im Umkreis beider Messstellen ungefähr gleiche Emissionen aus. Diese Diskrepanz kann folgende Ursachen haben:

1. Innsbruck Reichenau weist abends bis nach Mitternacht hohe PM10-Konzentrationen auf, d.h. während einer Zeit mit Westwind. Für die Abschätzung des lokalen PM10-Beitrags an den Innsbrucker Messstellen wäre daher eine stärkere Gewichtung der Emissionen westlich der Messstelle, u.U. auch in einem weiteren Bereich, notwendig. Damit würden in Reichenau (das östlich des Stadtzentrums liegt) in stärkerem Maße Emissionen des gesamten Stadtgebietes von Innsbruck zum Tragen kommen, in Innsbruck Zentrum würden die Emissionen des östlichen Teils des Stadtgebietes dagegen weniger stark gewichtet werden.
2. Daneben könnten Emissionen, die im Rahmen der vorliegenden Emissionsberechnungen nur ungenau abgeschätzt werden, etwa diffuse Emissionen der Bauwirtschaft oder von Gewerbe und Industrie in Innsbruck Reichenau stärker zum Tragen kommen als in Innsbruck Zentrum.

²⁸ nur gefasste Emissionen; die diffusen Emissionen dürften ein Vielfaches davon ausmachen

10.5.2 Hall i.T.

In Hall stellt der Straßenverkehr mit 42% die dominierende PM10-Quelle im Umkreis von 2 km um die Messstelle dar, gefolgt vom Hausbrand mit 39% und der Bauwirtschaft mit 14%. Die Straßenverkehrsemissionen sind überwiegend der A12 zuzuordnen.

Abgasemissionen der PKW sowie Wiederaufwirbelung machen jeweils um 30% der Verkehrsemissionen aus, Abrieb 21% und LKW-Abgasemissionen 17%.

Quantitativ machen die PM10-Emissionen im Umkreis von 2 km um die Messstelle Hall etwa 45% von jenen um die Innsbrucker Messstellen aus, wohingegen der lokale Beitrag zur PM10-Belastung in Hall mit $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ebenso hoch wie in Innsbruck Zentrum abgeschätzt wird.

Diese Diskrepanz könnte, analog zu Innsbruck Reichenau, darin begründet sein, dass Hall v. a. in der Nacht von hohen PM10-Konzentrationen betroffen ist. Die mittleren Tagesgänge zeigen erhöhte PM10-Belastung bis in die zweite Nachthälfte hinein. Da während dieser Zeit zumeist Westwind weht, dürften Emissionen der Stadt Innsbruck in der Nacht in einem überproportionalen Ausmaß zum Tragen kommen.

Eine Berücksichtigung der PM10-Emissionen in einem Umkreis von 5 km um die Messstelle Hall würde eine Emission von ca. 460 kg/Tag ergeben, wobei die relativen Anteile der einzelnen Emittentengruppen sich kaum von einem Umkreis von 2 km unterscheiden.

10.5.3 Vomp

Im Umkreis von 2 km um beide Messstellen in Vomp treten PM10-Emissionen von ca. 150 kg/Wintertag auf, d.h. ca. halb so viel wie in Innsbruck. An beiden Messstellen trägt der Verkehr – absolut dominiert von der A12 – 36% zu den PM10-Emissionen bei, der Hausbrand 30%, Industrie und Gewerbe 23%, die Bauwirtschaft 11%.

Die Straßenverkehrsemissionen werden von der Wiederaufwirbelung (40%) dominiert, PKW-Abgasemissionen machen 23%, Abrieb 19%, LKW-Abgasemissionen 16% aus.

Beide Messstellen weisen nicht nur im Umkreis von 2 km, sondern auch in Gebieten mit Radien von 0,5 km, 1 km und 5 km um die Messstelle praktisch identische Beiträge – absolut wie relativ – der einzelnen Emittentengruppen auf. Die Unterschiede im Belastungsniveau der beiden Messstellen dürften damit in erster Linie auf die etwas besseren Durchlüftungsverhältnisse an der Messstelle Vomp A12 verglichen mit Vomp a.d.L. zurückzuführen sein.

10.5.4 Brixlegg

Der gemäß Tabelle 54 abgeschätzte lokale Beitrag in Brixlegg beträgt $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für den Winter 2002. Gemäß den Untersuchungen in Kapitel 7.14 tragen Emissionen der Montanwerke Brixlegg im Wintermittel ca. $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zur PM10-Belastung bei, speziell an den 41 Tagen mit PM10-TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ allerdings einen erheblich höheren Betrag von ca. $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Bei der Abschätzung der Emissionen im Umkreis von Brixlegg ist zu beachten, dass die Emissionsdaten diffuse Emissionen nicht umfassen. Die PM10-Emissionen im Umkreis von 2 km um die Messstelle ergeben 93 kg an einem Werktag im Winter; wobei 8 kg auf Punktquellen der Industrie zurückzuführen sind, davon 4 kg auf die Montanwerke.

Der in Kapitel 7.14 abgeschätzte Beitrag der Montanwerke von $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Wintermittel ist in Kombination mit diesen insgesamt quantitativ sehr geringen Emissionsmengen aus gefassten Quellen ein sehr deutlicher Hinweis, dass die Montanwerke – neben diesen gefassten Emissionen – erhebliche (diffuse) PM10-Emissionen aufweisen, die in den vorliegenden Emissionsinventuren nicht berücksichtigt werden. Den (gefassten und diffusen) Emissionen der Montanwerke sind ca. 25% der PM10-Konzentration (Wintermittel) zuzuordnen.

Neben den Montanwerken lässt sich der Beitrag weiterer lokaler Emissionen, welche in Tabelle 60 angeführt sind, in Brixlegg für den Winter 2002 mit ca. $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ abschätzen.

Zu den Emissionen im Umkreis von 2 km trägt der Straßenverkehr 48% bei, der Hausbrand 30%, gefasste Quellen aus Industrie und Gewerbe 11%. Darunter fallen auch die gefassten Emissionen der Montanwerke von ca. 4 kg/Tag, ohne diese beträgt der Beitrag der übrigen gefassten Quellen aus Industrie und Gewerbe 5%.

Beim Straßenverkehr ergeben sich nahezu idente Beiträge der einzelnen Emittentengruppen wie in Vomp.

10.5.5 Wörgl

Der lokale Beitrag in Wörgl, der gemäß Tabelle 54 mit $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ abgeschätzt wird, entspricht gut der mittleren Differenz der PM10-Konzentration in Wörgl gegenüber den Messstellen in Vomp und Brixlegg bzw. in Kufstein entsprechend den Auswertungen in Kapitel 7.15.

Im Umkreis von 2 km um die Messstelle werden die PM10-Emissionen mit 189 kg/Wintertag abgeschätzt. Von diesen stammen je 36% aus dem Straßenverkehr und aus der Industrie, 19% aus dem Hausbrand und 8% aus der Bauwirtschaft.

Die Emissionen der Industrie umfassen gefasste Quellen, wobei der vorliegende Wert eine Maximalabschätzung darstellt, nicht aber diffuse Emissionen. Neben dem Spanplattenwerk nordöstlich der Messstelle weisen die Auswertungen auf PM10-Transport von Südwesten hin. Als mögliche bedeutende PM10-Quelle südwestlich von Wörgl kommt ein großer Holzverarbeitender Betrieb in Kundl in Frage. Weitere PM10-Emittenten in der Nähe der Messstelle können nicht ausgeschlossen werden, allerdings liegen keine entsprechenden Emissionsdaten vor.

Die Emissionen des Straßenverkehrs werden von Wiederaufwirbelung (über 40%) dominiert, PKW-Abgasemissionen machen 22%, Abrieb 18%, LKW-Abgasemissionen 16% aus.

10.6 Zusammenfassung

In Tabelle 61 werden die in den vorangegangenen Kapiteln abgeschätzten Anteile der einzelnen Emittentengruppen zur PM10-Belastung an den Messstellen zwischen Innsbruck und Wörgl zusammen gestellt.

Dabei ist selbstverständlich zu berücksichtigen, dass Emissionsmengen, auch wenn sie auf kg oder Prozent genau angegeben werden, nur Abschätzungen mit unterschiedlich großen Unsicherheitsbereichen darstellen, wobei dieser Unsicherheitsbereich u. a. bei der Wiederaufwirbelung im Straßenverkehr und den Emissionen des Mineralrohstoffabbaus mehr als einen Faktor 2 umfassen kann. Die angegebenen Zahlen sollen daher trotz ihrer „Exaktheit“ keine Genauigkeit vortäuschen, welche die Emissionsdaten nicht besitzen, sie sollen aber als bestmögliche verfügbare Abschätzung für den Beitrag einzelner Emittentengruppen verstanden werden.

Tabelle 61: Abschätzung der Herkunft der PM10-Belastung im Unterinntal im Wintermittel 2002

	Innsbruck Zentrum	Innsbruck Reichen- au	Hall	Vomp a.d.L.	Vomp A12	Brixlegg	Wörgl
PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	38	43	38	36	33	35	36
Sekundäre anorgani- sche Ionen	26%	23%	26%	28%	30%	29%	28%
Ammoniumsulfat ²⁹	16%	14%	16%	17%	18%	17%	17%
Ammoniumnitrat	10%	9%	10%	11%	12%	12%	11%
PM10-Emissionen im gesamten Sanie- rungsgebiet							
Straßenverkehr	9%	8%	9%	10%	11%	10%	10%
Hausbrand	7%	6%	7%	7%	8%	7%	7%
Mineralrohstoffabbau	4%	4%	4%	4%	5%	5%	4%
Bauwirtschaft	3%	3%	3%	3%	4%	4%	4%
Industrie (Punkt- und mobile Emissionen)	3%	2%	3%	3%	3%	3%	3%
Lokale PM10- Emissionen (2 km Umkreis)							
Straßenverkehr	12%	13%	20%	16%	14%	10%	16%
Hausbrand	19%	22%	18%	13%	12%	6%	8%
Bauwirtschaft	12%	14%	7%	5%	4%	2%	4%
Industrie	3%	4%	1%	10%	9%	24%	16%

Auf eine detailliertere Quellenzuordnung der sekundären anorganischen Aerosole, welche überwiegend auf SO_2 - und NO_x -Emissionen im Sanierungsgebiet zurückgehen, wird verzichtet, da einerseits die Abschätzung der Konzentration von Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat (auf Basis von 10 PM10-Analysen), zum anderen die Abschätzung der SO_2 - und NO_x -Emissionen mit erheblichen Unsicherheiten behaftet sind. Gemäß den vorliegenden Abschätzungen sind SO_2 -Emissionen im Sanierungsgebiet für Anteil von 14% bis 18% der PM10-Belastung im Wintermittel verantwortlich, NO_x -Emissionen für einen Anteil von 9% bis 12%. Die in Tabelle 57 angegebenen SO_2 - und NO_x -Emissionen zeigen, dass Hausbrand und Gewerbe (Raumheizung) die dominierenden SO_2 -Emittenten sind und die NO_x -Emissionen ganz überwiegend vom Straßenverkehr stammen.

10.7 Schwerpunktsetzungen bei möglichen Maßnahmen

Wie Tabelle 61 zeigt, ist für die PM10-Belastung an den Messstellen im Unterinntal eine Vielzahl verschiedener Quellen – sowohl primärer wie sekundärer Aerosole – verantwortlich. Maßnahmen können sich daher nicht auf einzelne Emittenten beschränken, sondern müssen – mit regional unterschiedlichen Schwerpunktsetzungen – sowohl die primären Partikelemissionen als auch die SO_2 - und NO_x -Emissionen zumindest der Hauptemittenten-

²⁹ inkl. adsorbiertes Wasser. Der Aufteilung der sekundären anorganischen Ionen liegt eine Abschätzung von 60% Sulfat und 40% Nitrat zugrunde.

gruppen Straßenverkehr, Hausbrand, Bauwirtschaft, Mineralrohstoffabbau und Industrie erfassen.

Maßnahmen zur Reduktion der PM10-Belastung müssen sowohl im gesamten Sanierungsgebiet als auch gezielt lokal ansetzen, wobei Maßnahmen für das gesamte Sanierungsgebiet selbstverständlich auch lokal Wirkungen entfalten.

Da sekundäre anorganische Aerosole einen geschätzten Anteil bis 30% am Wintermittel der PM10-Belastung besitzen, sollten Maßnahmen jedenfalls auch bei den SO₂- und NO_x-Emissionen des gesamten Sanierungsgebietes gesetzt werden.

Maßnahmen zur Reduktion der PM10-Emissionen aus dem Straßenverkehr sollten im gesamten Sanierungsgebiet gesetzt werden, vordringlich auf der A12. Besonderes Schwergewicht sollte dabei auf die PM10-Emissionen der A12 im Nahbereich von Innsbruck sowie auf die PM10-Emissionen des innerstädtischen Verkehrs in Innsbruck gelegt werden, die wesentlich für die hohe PM10-Belastung an den beiden Messstellen in Innsbruck sowie in Hall verantwortlich sind. Da der PKW-Verkehr einen deutlich höheren Anteil der Abgasemissionen als der LKW-Verkehr, sollten sich Maßnahmen verstärkt auf den PKW-Verkehr, u. a. den Pendler- und den Tourismusverkehr, konzentrieren.

Einen vergleichsweise sehr hohen Anteil an der PM10-Belastung steuert in Innsbruck, aber auch in Hall der Hausbrand bei, Maßnahmen beim Hausbrand wären daher vor allem in Innsbruck zu setzen.

In Brixlegg sind jedenfalls Maßnahmen bei den Montanwerken, v. a. bei den diffusen Emissionen, zu setzen, da die Montanwerke im Wintermittel einen Beitrag von ca. ein Viertel zur PM10-Belastung beisteuern. An Tagen mit TMW über 50 µg/m³ ist der Beitrag der Montanwerke noch wesentlich größer.

In Wörgl lassen die vorliegenden Emissionsabschätzungen den Schluss zu, dass das Spanplattenwerk eine wesentliche PM10-Quelle darstellt, daneben kommt ein Holzverarbeitender Betrieb in Kundl als relevante PM10-Quelle in Frage. Andere PM10-Emittenten können nicht ausgeschlossen werden, allerdings liegen keine entsprechenden Emissionsdaten vor.

10.8 Gesamtschwebestaub

Die Überschreitungen des Grenzwertes für Gesamtschwebestaub fallen in Episoden mit stark erhöhter PM10-Belastung. Die einzelnen Tage werden daher nicht im Detail analysiert.

Maßnahmen zur Absenkung der PM10-Belastung werden auch zu einer Absenkung der Gesamtschwebestaubbelastung beitragen. Es werden daher im Folgenden keine speziellen Maßnahmen zur Absenkung der Gesamtschwebestaubbelastung diskutiert.

11 VORAUSSICHTLICHES SANIERUNGSGEBIET – PM10

11.1 Von Grenzwertüberschreitungen betroffenes Gebiet

Jenes Gebiet, das von Grenzwertverletzungen bei PM10 betroffen ist, umfasst den Großteil des Talbodens des Inntals zwischen Wörgl und Innsbruck.

Wie die Konzentrationsunterschiede zwischen Vomp A12 und Vomp a.d.L. zeigen, dürfte es im Unterinntal – abhängig von den Durchlüftungsverhältnissen – Gebiete mit PM10-Belastungen über und unter dem Grenzwert geben. Leicht exponierte Standorte mit etwas günstigeren Ausbreitungsbedingungen dürften PM10-Belastungen unter dem Grenzwert aufweisen.

Auch im Stadtgebiet dürften die Durchlüftungsverhältnisse der jeweiligen Straßenzüge – abhängig von der Lage relativ zur Hauptwindrichtung und von der Verbauungsdichte und Bebauungshöhe, aber auch der Breite der Straße – wesentlich die Höhe der PM10-Belastung beeinflussen. Aus diesem Grund ist zu vermuten, dass im dichtverbauten Gebiet („Straßenschlucht“) in den Städten im Untersuchungsgebiet an stark befahrenen Straßen eine höhere PM10-Belastung auftreten kann, als an den Messstationen gemessen wird, die – außer Innsbruck Zentrum – eher im locker verbauten Gebiet situiert sind.

Kleinräumige Variationen der lokale Emissionsdichten können ebenfalls für kleinräumige Unterschiede im PM10-Belastungsniveau verantwortlich sein.

Eine genaue Abgrenzung des Gebietes mit PM10-Grenzwertüberschreitungen unterhalb von Wörgl ist nicht möglich. Möglicherweise gibt es auch im Stadtgebiet von Kufstein Gebiete mit Grenzwertverletzungen.

Eine Abgrenzung des Gebietes mit PM10-Grenzwertüberschreitungen im Inntal oberhalb von Innsbruck ist ebenfalls nicht möglich. Das Gebiet mit ungehindertem Luftaustausch innerhalb der Talatmosphäre dürfte bis zur Verengung des Inntals oberhalb von Haiming reichen. Eine Abschätzung des Einflusses der lokalen Emissionen und von Schadstofftransport aus der Stadt Innsbruck und dem Unterinntal in diesen Teil des Oberinntals ist nicht möglich. Tendenziell wären hier geringere PM10-Belastungen zu erwarten als im Inntal unterhalb von Innsbruck.

In den Seitentälern des Inntals sind PM10-Grenzwertüberschreitungen nicht zu erwarten. Die Emissionsdichten sind hier - einschließlich des Wipptals und des Zillertales – deutlich niedriger als im Inntal. Transport belasteter Luft aus dem Inntal erreicht diese Täler nachts nicht, zudem weisen alle höher gelegenen Täler (einschließlich des Wipptals) günstigere Ausbreitungsbedingungen und Durchlüftungsverhältnisse auf als der Talboden des Inntals.

11.2 Sanierungsgebiet – PM10 Inntal

Das Inntal stellt bei winterlichen Hochdruckwetterlagen eine weitgehend abgeschlossene Luftmasse dar, sodass primär Emissionen im Inntal für die PM10-Belastung verantwortlich sind. An den meisten Tagen mit PM10-Grenzwertverletzungen lässt sich PM10-Transport aus dem Bayerischen Alpenvorland nicht identifizieren, insbesondere nicht an hoch belasteten Tagen mit sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen im Hochwinter.

Für die erhöhte PM10-Belastung sind daher ganz überwiegend Emissionen im Inntal zwischen Kufstein und Haiming verantwortlich.

Da im Inntal unterhalb der schluchtartigen Verengung bei Haiming ungehinderter Luftmasstransport möglich ist, tragen Emissionen im gesamten Talbereich unterhalb von Haiming zur PM10-Belastung bei, sodass eine Ausweisung des Sanierungsgebietes bis Haiming gerechtfertigt ist.

Emissionen in den Seitentälern des Unterinntals sowie im oberen Inntal (oberhalb von Haiming) spielen nachts – bei talabwärtigem Wind – u.U. mit eine Rolle. Mit Ausnahme des Wipptals weisen die Seitentäler aber nur vergleichsweise geringe Emissionsdichten auf. Wie in Kapitel 7.16 ausgeführt, dürften Emissionen des Wipptales zur Belastung im Unterinntal kaum eine Rolle spielen. Bei Bodeninversionen im Inntal mischt sich die „saubere“ Luft des Wipptales bei Talauswind kaum mit der Luft in Innsbruck.

Als Sanierungsgebiet, in dem emissionsmindernde Maßnahmen zu setzen sind, wird daher das Inntal (bis ca. 150 m über Talboden) zwischen der deutschen Staatsgrenze und Haiming abgegrenzt.

12 BLEI UND CADMIUM IM STAUBNIEDERSCHLAG, RAUM BRIXLEGG

12.1 Darstellung der Belastungssituation

Im Bereich Brixlegg werden acht Staubniederschlagsmessstellen betrieben (siehe Abbildung 14), an denen neben Blei und Cadmium auch Kupfer, Eisen und Zink im Staubniederschlag analysiert werden. Die Jahresmittelwerte 2002 der im Staubniederschlag erfassten Schwermetalle sind in Tabelle 62 dargestellt.

Der Grenzwert des IG-L für Blei im Staubniederschlag wurde an den Messstellen Brixlegg Innweg und Brixlegg Bahnhof, jener für Cadmium im Staubniederschlag in Brixlegg Innweg überschritten.

Tabelle 62: Jahresmittelwerte der Schwermetalle im Staubniederschlag in $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{Tag}$, 2002. Grenzwertüberschreitungen sind fett gedruckt

Messstelle	Blei	Cadmium	Kupfer	Eisen	Zink
Brixlegg-Bahnhof	110	1,27	833	1118	588
Brixlegg-Kirche	27	0,48	190	361	334
Reith-Matzenköpfl	70	1,74	465	827	527
Reith-Matzenau	38	1,11	264	542	355
Münster-Innufer	28	0,52	217	1007	240
Brixlegg-Innweg	204	3,69	1296	1089	1041
Kramsach-Hagau	42	0,76	348	675	278
Kramsach-Voldöpp	17	0,27	94	399	290

Der Verlauf der Periodenmittelwerte der Deposition von Blei und Cadmium sind in Abbildung 57, von Eisen, Kupfer und Zink in Abbildung 58 dargestellt. Abbildung 59 bis Abbildung 63 zeigen die Jahresmittelwerte von Blei, Cadmium, Kupfer, Zink und Eisen im Staubniederschlag im Messnetz in Brixlegg für 2002.

Im zeitlichen Verlauf der 28tägigen Probenahmeperioden zeichnet sich bei Blei, Cadmium, Kupfer und Eisen an keiner Messstelle ein klarer Jahresgang ab. Cadmium weist am Innweg tendenziell im Sommer höhere Depositionswerte auf.

Zink weist im Sommer deutlich geringere Depositionswerte auf als im Winter, wobei dieser Jahresgang am Innweg am schwächsten ausgeprägt ist.

Bei Blei fallen sehr hohe Konzentrationen am Bahnhof und am Innweg im Dez./Jän. bzw. Jän./Feb. auf.

Der extrem hohe Eisendepositionswert in Münster Innufer im Juli/Aug. ist nicht interpretierbar.

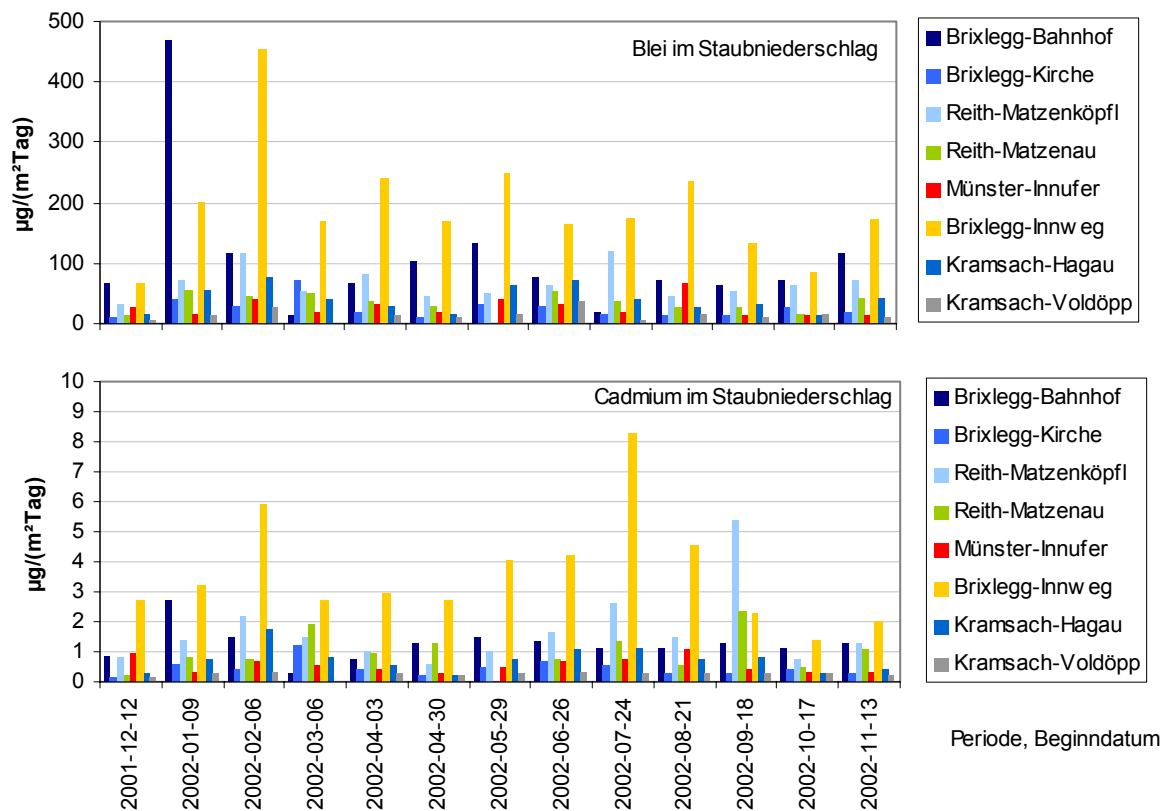


Abbildung 57: Blei und Cadmium im Staubniederschlag, 2002

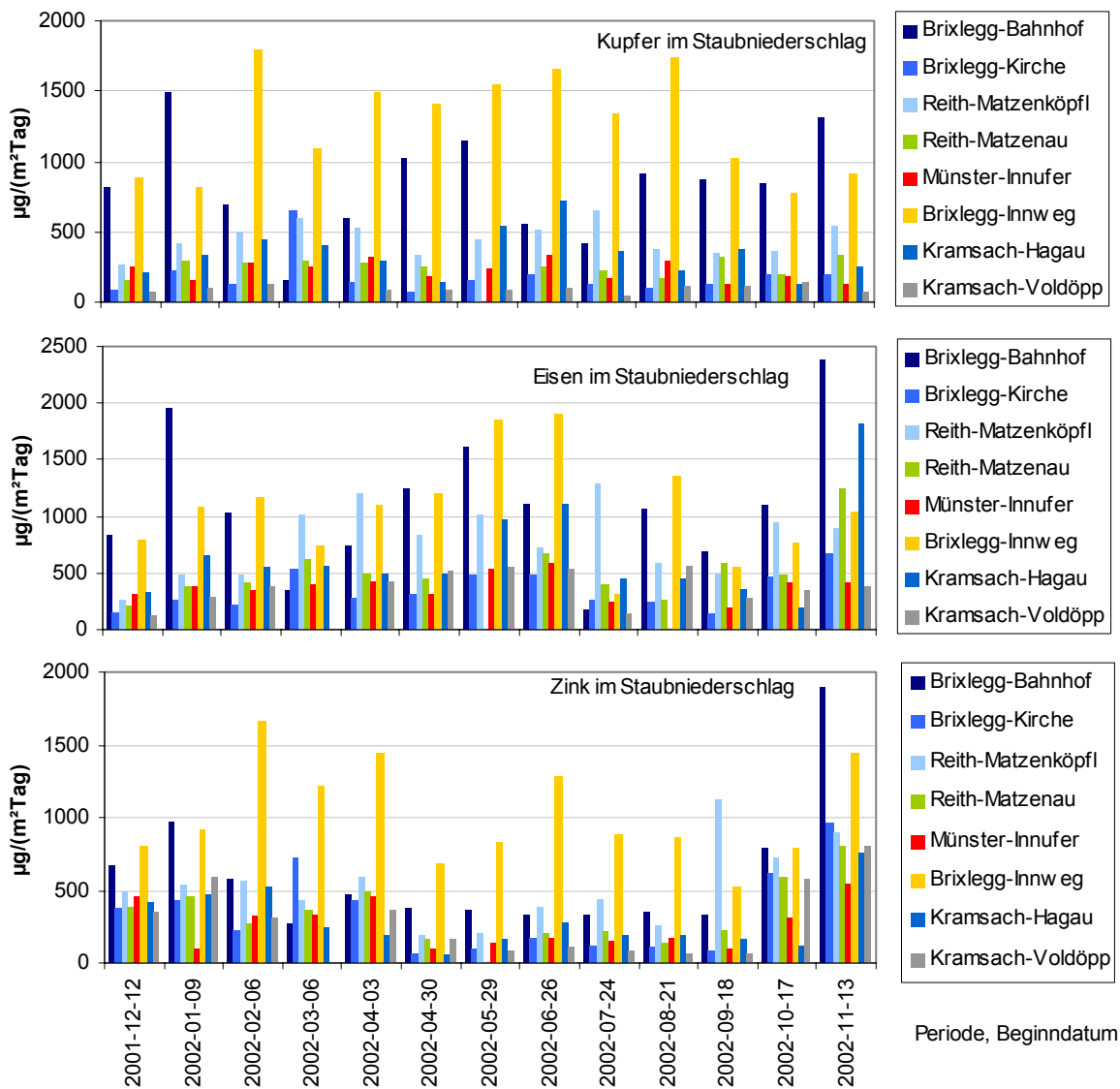


Abbildung 58: Kupfer, Eisen und Zink im Staubbiederschlag, 2002³⁰

³⁰ Ohne Fe-Wert von Münster-Innufer vom Juli/August.

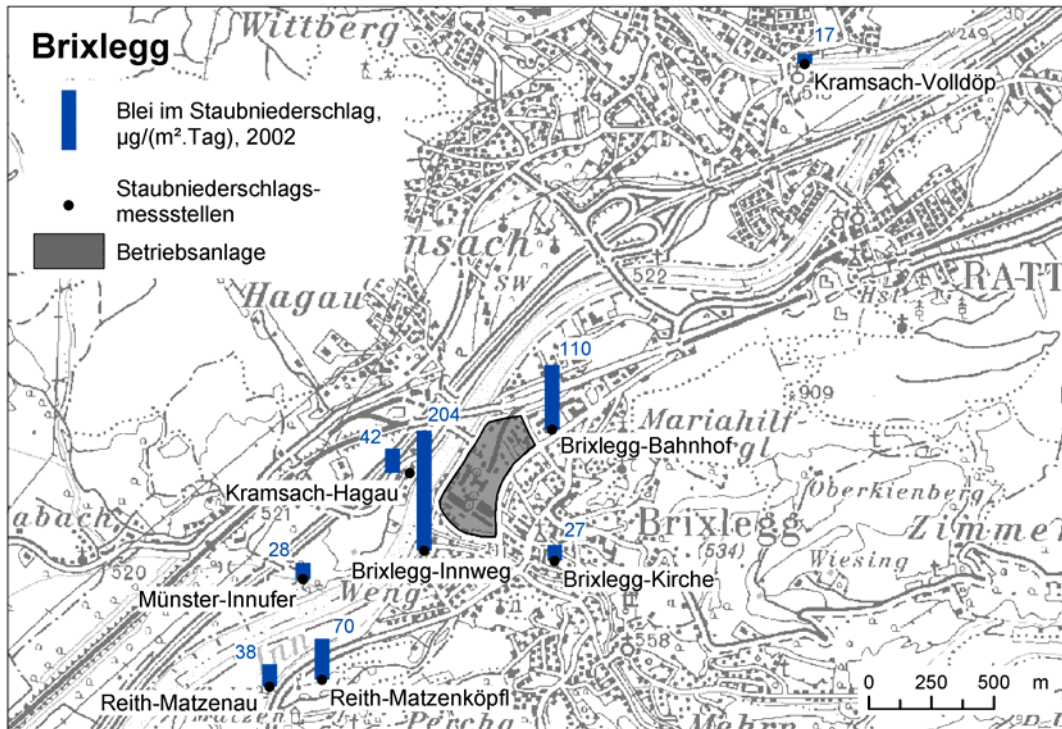


Abbildung 59: Blei im Staubniederschlag, 2002, $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{Tag})$

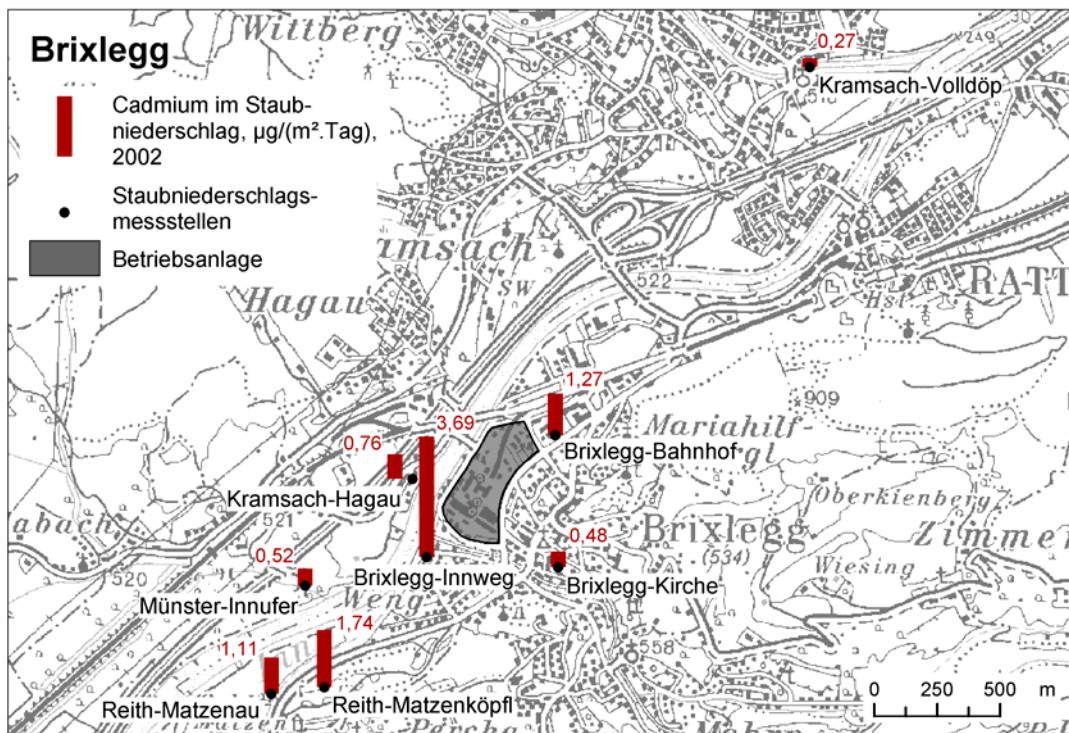


Abbildung 60: Cadmium im Staubniederschlag, 2002, $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{Tag})$

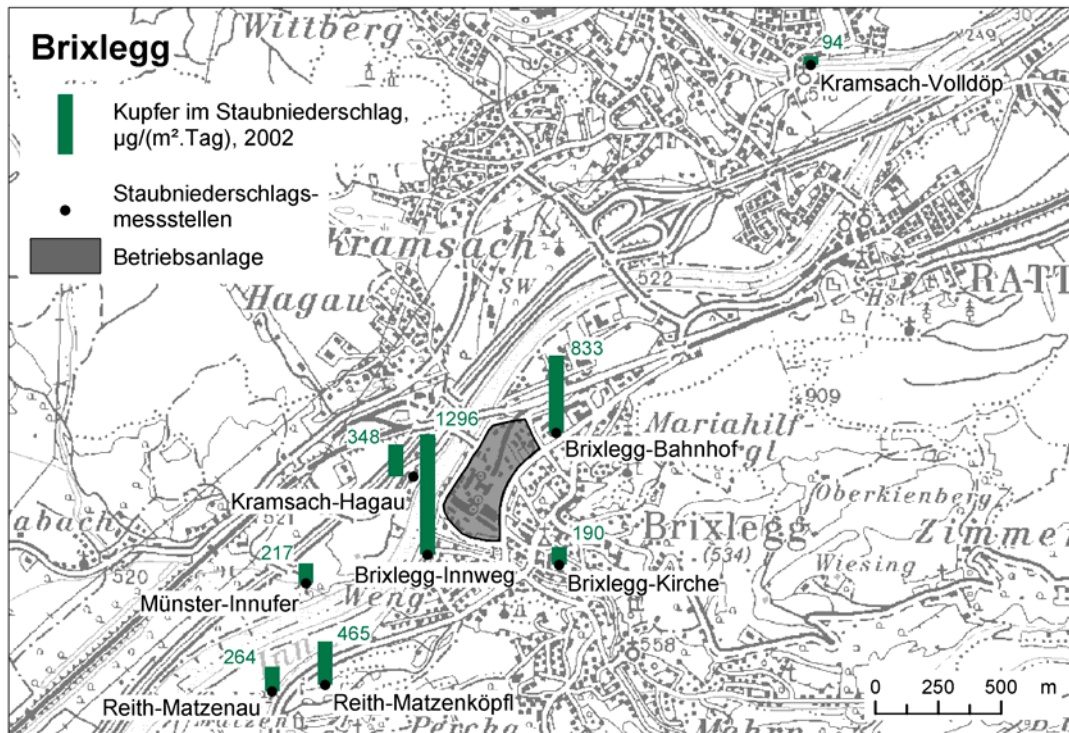


Abbildung 61: Kupfer im Staubniederschlag, 2002, $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{Tag})$

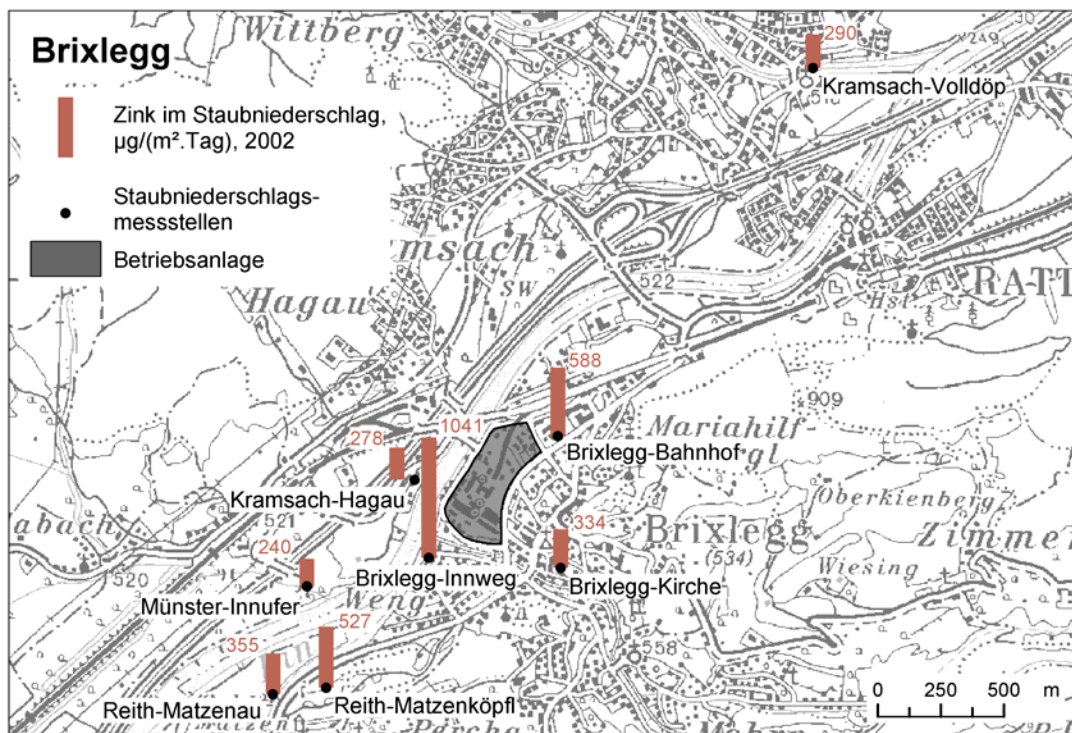


Abbildung 62: Zink im Staubniederschlag, 2002, $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{Tag})$

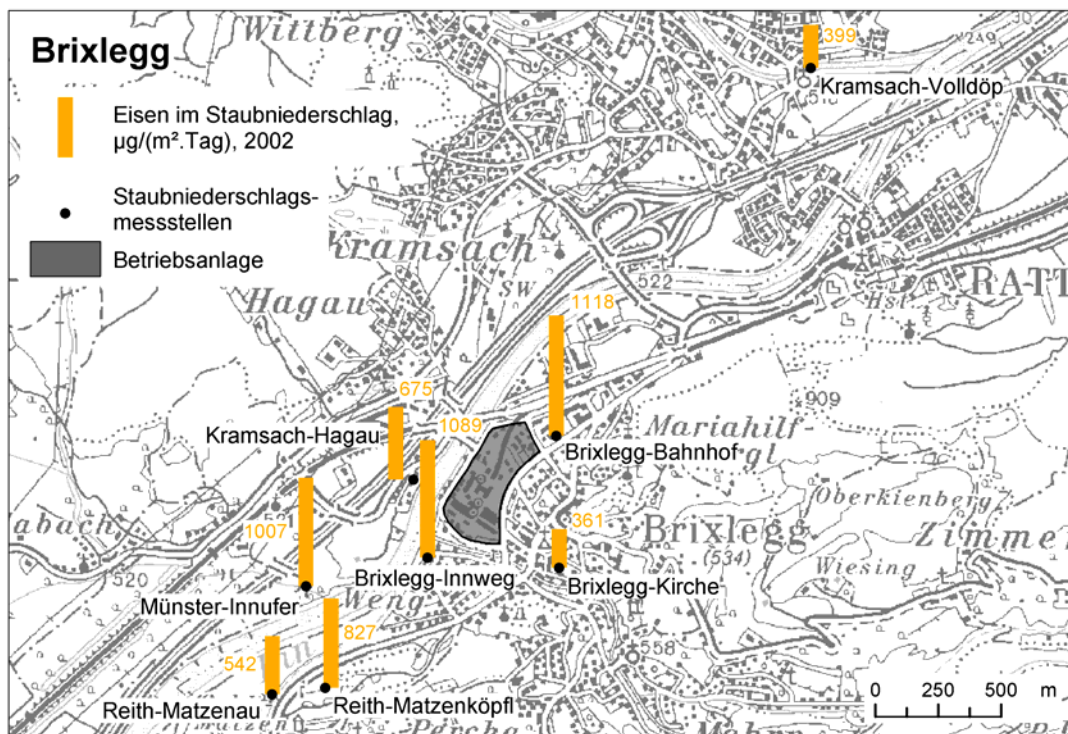


Abbildung 63: Eisen im Staubniederschlag, 2002, $\mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{Tag})$

12.2 Untersuchung der Herkunft der erhöhten Blei- und Cadmium-Deposition

Als mögliche Quellen der erhöhten Blei- und Cadmium-Deposition kommen in Frage:

- Emissionen der Montanwerke Brixlegg
- Aufwirbelung von schwermetallhaltigem Bodenmaterial
- andere Quellen

Für die Montanwerke als Hauptquelle spricht, dass nicht nur bei Blei und Cadmium, sondern auch bei Kupfer und Zink die Messstelle Brixlegg Innweg – bei Nordostwind, d.h. einer der Hauptwindrichtungen, unmittelbar leewärts der Montanwerke gelegen – die höchste Belastung aufweist. Bei Blei, Kupfer und Zink ist Brixlegg Bahnhof nordöstlich – d.h. bei Südwestwind direkt im Lee des Werkes – die zweithöchst belastete Messstelle, bei Eisen die am höchsten belastete (möglicher Einfluss der Eisenbahn).

Um einen möglichen Einfluss von Aufwirbelung zu beurteilen, werden die Korrelationen der Periodenmittelwerte der Schwermetalle an jeder einzelnen Messstelle mit der Windgeschwindigkeit und der Niederschlagsmenge berechnet (siehe Tabelle 63). Bei feuchtem Boden infolge häufigen Regens wäre eine Verminderung der Staubaufwirbelung zu erwarten. Zu berücksichtigen ist allerdings, dass bei einer Probenahmedauer von 28 Tagen alle meteorologischen Einflüsse relativ stark „verschmiert“ sind.

Die Schwermetalle im Staubniederschlag zeigen im allgemeinen geringe Korrelationen mit der Windgeschwindigkeit. Den höchsten Korrelationskoeffizienten weist Kupfer am Innweg (0,70) auf; bei Blei beträgt er hier 0,59, bei Cadmium 0,19. Alle anderen Schwermetalle an allen Stationen zeigen keinerlei signifikante Korrelationen mit der Windgeschwindigkeit. Dies

könnte ein Hinweis sein, dass Aufwirbelung keinen wesentlichen Einfluss auf die Schwermetalldeposition ausübt.

Die meisten Schwermetalle zeigen an den meisten Stationen betragsmäßig niedrige, d.h. wenig signifikante Antikorrelationen mit der Niederschlagsmenge. In Brixlegg Kirche weisen eigenartigerweise Cadmium, Blei und Kupfer mit über 0,80 hohe Korrelationen mit der Niederschlagsmenge auf, mäßig hohe Korrelationen (über 0,60) auch Kupfer in Reith Matzenköpfl und Cadmium in Reith Matzenau.

Die Korrelation der Schwermetalle mit dem Staubniederschlag selbst gibt ein sehr variables Bild, d.h. der Gehalt der einzelnen Schwermetalle am deponierten Staub variiert zeitlich u.U. stark. Hohe Korrelationen über 0,75 zeigen Cadmium und Blei am Bahnhof, Kupfer in Reith Matzenköpfl, Blei in Münster Innufer und Eisen in Kramsach Voldöpp. Außerordentlich niedrig – unter 0,3 – sind die Korrelationen von Eisen, Zink und Kupfer in Brixlegg Kirche, Cadmium und Zink in Reith Matzenköpfl, Eisen und Zink in Reith Matzenau, Eisen, Zink und Kupfer in Münster Innufer, Cadmium in Innweg, Blei und Kupfer in Kramsach Hagau sowie Zink und Kupfer in Voldöpp. Außergewöhnlich sind die Antikorrelationen (unter –0,4) von Zink am Matzenköpfl und in Voldöpp.

Gegenüber PM10 in Brixlegg Innweg zeigen die meisten Schwermetalldepositionen an den meisten Messstellen niedrige Korrelationen, was u. a. auch mit den unterschiedlichen Jahresgängen – bei PM10 treten im Winter wesentlich höhere Konzentrationen als im Sommer auf – zusammenhängt. Eine Korrelation über 0,7 weist nur Blei am Bahnhof auf.

Zur Untersuchung möglicher Quellen des Bleis und Cadmiums im Staubniederschlag werden zudem Korrelationen der Periodenmittelwerte der Schwermetalle Blei, Cadmium, Zink, Kupfer und Eisen untereinander berechnet (Tabelle 63). Diese zeigen ein sehr heterogenes Bild:

Hohe Korrelationen über 0,75 weisen folgende Schwermetalle auf:

in Brixlegg Bahnhof: Pb – Cd, Cd – Cu, Fe – Zn, Fe – Cu

in Brixlegg Kirche: Pb - Cd , Cd – Cu, Pb – Cu

in Kramsach Hagau: Pb - Cd, Pb – Cu

in Reith Matzenköpfl, Reith Matzenau, Münster Innufer, Brixlegg Innweg und Kramsach Voldöpp: keine.

Tabelle 63: Korrelationen der Schwermetalle Blei, Cadmium, Zink, Kupfer und Eisen in Brixlegg³¹, 2002

Brixlegg Bahnhof

	Cd	Pb	Fe	Zn	Cu
Cd	1,00	0,90	0,61	0,29	0,75
Pb	0,90	1,00	0,62	0,36	0,72
Fe	0,61	0,62	1,00	0,76	0,88
Zn	0,29	0,36	0,76	1,00	0,60
STN	0,83	0,96	0,63	0,46	0,63
NIED	-0,18	-0,02	-0,22	-0,13	-0,37
PM10	0,45	0,75	0,52	0,50	0,41
Wige	-0,31	-0,34	-0,13	-0,34	-0,32

³¹ ohne den Wert von Münster Innufer in der Periode ab 21.8.2002

Brixlegg Kirche

	Cd	Pb	Fe	Zn	Cu
Cd	1,00	0,94	0,42	0,27	0,90
Pb	0,94	1,00	0,46	0,43	0,94
Fe	0,42	0,46	1,00	0,64	0,51
Zn	0,27	0,43	0,64	1,00	0,55
STN	0,37	0,43	0,16	0,03	0,13
NIED	0,87	0,81	0,48	0,34	0,86
PM10	0,30	0,53	0,19	0,54	0,40
Wige	0,22	0,18	0,24	-0,19	0,10

Reith Matzenköpfl

	Cd	Pb	Fe	Zn	Cu
Cd	1,00	0,21	-0,20	0,61	0,06
Pb	0,21	1,00	0,36	0,14	0,70
Fe	-0,20	0,36	1,00	-0,17	0,68
Zn	0,61	0,14	-0,17	1,00	-0,03
STN	0,58	0,69	0,59	0,33	0,86
NIED	0,11	0,10	0,53	-0,01	0,61
PM10	-0,21	0,01	-0,24	0,15	0,15
Wige	-0,18	0,23	0,48	-0,39	0,37

Reith Mathenau

	Cd	Pb	Fe	Zn	Cu
Cd	1,00	0,19	0,30	-0,19	0,64
Pb	0,19	1,00	0,36	0,07	0,62
Fe	0,30	0,36	1,00	0,62	0,69
Zn	-0,19	0,07	0,62	1,00	0,33
Zn	0,71	0,48	0,51	0,17	0,85
NIED	0,64	0,53	0,31	0,06	0,46
Wige	0,23	0,26	0,14	-0,24	0,28

Münster Innufer

	Cd	Pb	Fe	Zn	Cu
Cd	1,00	0,70	-0,10	0,00	0,50
Pb	0,70	1,00	0,48	-0,13	0,67
Fe	-0,10	0,48	1,00	0,13	0,57
Zn	0,00	-0,13	0,13	1,00	0,18
STN	0,62	0,79	0,28	-0,09	0,29

Brixlegg Innweg

	Cd	Pb	Fe	Zn	Cu
Cd	1,00	0,50	-0,04	0,17	0,59
Pb	0,50	1,00	0,34	0,61	0,69
Fe	-0,04	0,34	1,00	0,25	0,56
Zn	0,17	0,61	0,25	1,00	0,35
STN	0,01	0,21	0,18	0,15	-0,21
NIED	-0,01	-0,12	-0,21	0,07	-0,19
PM10	-0,29	0,21	0,09	0,39	-0,37
Wige	0,19	0,59	0,39	0,43	0,70

Das räumliche Belastungsbild deutet sehr klar auf die Montanwerke als dominierende Pb- und Cd-Quelle hin. Die sehr niedrigen Korrelationen von Pb, Cd und Staubniederschlag am Innweg sind ein Hinweis, dass hier u.U. unterschiedliche Emittenten für die Blei- und die Cadmium-Deposition in Frage kommen könnten.

Aufwirbelung durch Winderosion kommt an beiden Standorten kaum in Frage, am ehesten bei Blei am Innweg; Aufwirbelung von deponiertem Staub durch Schüttgutumschlag und Fahrzeuge auf dem Werksgelände könnte eine Quelle sein.

Die verfügbaren Emissions- und Analysedaten erlauben allerdings keine exakte Zuordnung der Schwermetalle im Staubniederschlag zu einzelnen Emittenten innerhalb der Montanwerke.

12.3 Faktoren, die zu den Überschreitungen geführt haben

Ursache der Grenzwertüberschreitungen bei Blei im Staubniederschlag an den Messstellen Brixlegg Bahnhof und Brixlegg Innweg sowie bei Cadmium im Staubniederschlag in Brixlegg Innweg sind nach aktuellem Kenntnisstand die Emissionen der Montanwerke, hier vor allem diffuse Quellen.

Transport aus anderen Regionen spielt eine sehr untergeordnete Rolle. Betrachtet man Kramsach Voldöpp als von Emissionen in Brixlegg kaum beeinflussten Hintergrundstandort, so liegt die „Vorbelastung“ am Innweg bei Blei unter 8%, bei Cadmium unter 7%.

13 VORAUSSICHTLICHES SANIERUNGSGEBIET- BLEI UND CADMIUM IM STAUBNIEDERSCHLAG

13.1 Von Grenzwertüberschreitungen betroffenes Gebiet

Das von Grenzwertüberschreitungen von Blei im Staubniederschlag betroffene Gebiet lässt sich anhand der Daten des Staubniederschlagsmessnetzes auf einen wenige 100 m breiten Gebietsstreifen südöstlich des Inn eingrenzen, der im Nordosten wenige 100 m über die Messstelle Brixlegg Bahnhof, im Südwesten einige 100 m über die Messstelle Brixlegg Innweg hinaus reicht. Normal zur Talrichtung dürfte der Bereich mit Grenzwertverletzungen kaum breiter sein als das Werksgelände der Montanwerke.

Das von Grenzwertüberschreitungen von Cadmium im Staubniederschlag betroffene Gebiet lässt sich anhand des räumlichen Belastungsmusters auf einen Umkreis von wenigen 100 m um die Messstelle Brixlegg Innweg eingrenzen.

13.2 Sanierungsgebiet – Blei und Cadmium im Staubniederschlag, Brixlegg

Die für die Grenzwertverletzungen verantwortlichen Emissionen stammen ganz überwiegend von den Montanwerken Brixlegg.

Entsprechend kann das Sanierungsgebiet auf die Montanwerke Brixlegg eingegrenzt werden.

14 MÖGLICHE MAßNAHMEN – PM10

Die PM10-Belastung im Untersuchungsgebiet ist auf verschiedene Quellen zurückzuführen, und weist regionale Unterschiede auf, welche regional und sektoral differenzierte Maßnahmen erfordern.

Grundsätzlich nicht zu beeinflussen sind natürliche PM10-Quellen, welche folgende Beiträge liefern:

- Staub-Ferntransport aus Nordafrika (PM10-TMW über 50 µg/m³ an einem Tag, an den Messstellen Innsbruck Reichenau und Zentrum, Hall und Vomp a.d.L.)
- Erosion natürlicher vegetationsloser Bodenflächen im Hochgebirge

Die anthropogene PM10-Belastung setzt sich aus primären und sekundären Partikeln zusammen.

Sekundäre Partikel machen im Wintermittel ca. 10 µg/m³ aus und gehen auf Emissionen ihrer gasförmigen Vorläufersubstanzen Stickstoffoxide, Schwefeldioxid und Ammoniak zurück. Nach den vorliegenden Daten stellen die Emissionen von Stickstoffoxiden und Schwefeldioxid (und nicht Ammoniak) die limitierenden Faktoren dar, sodass Maßnahmen bei diesen Vorläufersubstanzen ansetzen müssen.

Es kann davon ausgegangen werden, dass Maßnahmen zur Minderung der Emissionen primärer Partikel auch entsprechende Auswirkungen auf die Emissionen von NO_x und SO₂ haben, dennoch wird auf diese Emissionen noch speziell eingegangen.

Wie in Kapitel 5 und 10 ausführlich gezeigt wurde, sind die wichtigsten Emittenten primärer Partikel im Inntal – mit regionalen Unterschieden:

1. der Verkehr (hier zu einem überwiegenden Teil der Verkehr auf der A12),
2. der Hausbrand (hier im besonderen die mit Festbrennstoffen betriebenen Einzelöfen)
3. der Mineralrohstoffabbau
4. die Bauwirtschaft
5. Industriebetriebe (gefasste und mobile Quellen)
6. nicht quantifizierbare, aber zumindest in Brixlegg und Wörgl wahrscheinlich sehr relevante diffuse Emissionen der Industrie.

Ferntransport und Schadstoffantransport aus dem Alpenvorland spielen nur eine geringe Rolle, demnach liegt der überwiegende Anteil der Emissionen im lokalen Einflussbereich. Da das Belastungsbild im Inntal relativ einheitlich ist und die Quellen über das gesamte Inntal verteilt sind, müssen mögliche Maßnahmen einen größtmöglichen Bereich des Inntals umfassen; in Hinblick auf die besonders hohe PM10-Belastung in Innsbruck Reichenau müssen jedenfalls in Innsbruck weitergehende Maßnahmen gesetzt werden.

Auch ist kein Verursacher alleine oder überwiegend für die Überschreitungen verantwortlich, daher ist ein Bündel an Maßnahmen notwendig, die auf lokaler und regionaler Ebene zu treffen sind. Um bei etwaigen Maßnahmen, die einen Großteil der Bevölkerung im Inntal betreffen können, eine möglichst große Akzeptanz und Wirkung zu erzielen, scheint eine umfassende Öffentlichkeitsarbeit unabdingbar zu sein. Als Beispiel sei hier die Luftqualitätsstrategie der Stadt London genannt, bei der ein wesentlicher Teil die Information und Einbeziehung der Bevölkerung darstellt (siehe www.london.gov.uk)

In den folgenden Kapiteln werden mögliche Maßnahmen nach den einzelnen Hauptemittentengruppen gegliedert dargestellt, wobei differenziert wird nach Maßnahmen, die mit Verordnungen im Rahmen des IG-L §§ 13-15 und 27 erlassen werden können; da diese nur einen Teil des Maßnahmenspektrums zur Reduktion der PM10-Belastung abdecken, werden weitere Maßnahmen angeführt, deren Umsetzung nicht an das IG-L gebunden ist. Eine genaue Quantifizierung dieser Reduktionen ist aber nur in den seltensten Fällen möglich, da es kaum systematische Untersuchungen zur Effizienz von Maßnahmen gibt.

Da die Überschreitungen des PM10-TMW-Grenzwertes praktisch ausschließlich auf den Einfluss von Emittenten im Inntal während Episoden mit ungünstigen Ausbreitungsbedingungen im Winterhalbjahr zurückzuführen sind, sollten sich die Maßnahmen sinnvoller Weise auf die Wintermonate konzentrieren.

Weitere ausführliche Darstellungen von Maßnahmen zur Reduktion der PM10-Emissionen, deren Anwendbarkeit auf das Inntal im Einzelnen geprüft werden müsste, finden sich in:

- Dem Entwurf zum zweiten Positionspapier der CAFE Working Group on Particulate Matter zu PM10 [EU, 2003]
- Dem Bericht des Arbeitskreises PM10 der Bundesländer an die Landesumweltreferentenkonferenz
- Der Klimastrategie des BMLFUW [BMLFUW, 2002] – Maßnahmen sind primär auf die Reduktion von Treibhausgasemissionen ausgerichtet, tragen aber zumeist auch zu einem Rückgang der Partikelemissionen bei.

14.1 Straßenverkehr

14.1.1 Maßnahmen im Rahmen des IG-L

Wie in Kapitel 5.2.1 gezeigt wurde, tragen Emissionen auf der Inntalautobahn zu etwa 70% zu den PM10 Emissionen des Verkehrs bei. Zur Senkung der großflächigen Belastung im Inntal sind daher Maßnahmen am effizientesten, die die Emissionen auf der A12 senken. Um die Belastung in den Städten, v. a. in Innsbruck, zu senken, sind zusätzlich noch lokale Maßnahmen notwendig.

14.1.1.1 Verkehrsbeschränkungen

Nach §14 kann der Verkehr zeitlich und räumlich eingeschränkt sowie die Geschwindigkeit beschränkt werden. Während in der Luftqualitätsrahmenrichtlinie (96/62/EG) in Artikel 7 Absatz 3 nur sehr allgemein das Aussetzen von Tätigkeiten, die zu einer Überschreitung der Grenzwerte beitragen, einschließlich des Kraftfahrzeugverkehrs, angeführt wird, enthält jedoch §14 im Abs. 2 zahlreiche Ausnahmen. Im wesentlichen betreffen die Ausnahmen Fahrzeuge im öffentlichen Dienst, den öffentlichen Verkehr, aber auch den Lieferverkehr, falls Ausgangs- oder Zielpunkt im Sanierungsgebiet liegen.

Verkehrsbeschränkungen könnten daher Fahrverbote für

- bestimmte Fahrzeuge (u.U. in Abhängigkeit von deren Schadstoffausstoß)
- zu bestimmten Tageszeiten
- an bestimmten Wochentagen
- in bestimmten Jahreszeiten (z. B. Hochwinter mit ungünstigen Ausbreitungsbedingungen)

umfassen.

Um einer unerwünschten Verlagerung (etwa auf bestimmte Tageszeiten bzw. Strecken) entgegenzuwirken, muss ein attraktives Angebot für den Transport von Personen und Gütern auf der Schiene geschaffen bzw. ausgebaut werden.

Eine mögliche Maßnahme für das Sanierungsgebiet im Inntal ist daher eine **Verkehrsbeschränkung** vor allem auf der **Inntalautobahn** während länger andauernder Belastungsepisoden, falls die meteorologischen Verhältnisse ein Fortdauern von ungünstigen Ausbreitungsbedingungen erwarten lassen. Die Art der Verkehrsbeschränkung wäre nach der Administrierbarkeit, der Effektivität und den wirtschaftlichen Auswirkungen festzulegen.

Erste Erfahrungen mit sehr weitreichenden Fahrverboten liegen u. a. aus zwei Regionen (Lombardei und Emilia Romagna) in Italien vor [CAFE, 2003].

Während mehrere Tage andauernden PM10-Episoden wurden in den Städten Mailand, Sempione, Como, Bergamo und Brescia Fahrbeschränkungen eingeführt. In Mailand, Sempione und Como wurden drei verschiedene Arten von Fahrbeschränkungen untersucht:

1. Fahrverbot von prä-EURO-Fahrzeugen zwischen 8:00 und 20:00 (bei PM10 Konzentrationen über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an mehr als sieben Tagen). Im Winter 02/03 an 15 Tagen in Kraft.
2. Wechselweises Fahrverbot für KFZ mit geraden und ungeraden Kennzeichen zwischen 8:00 und 20:00 (Versuch). Im Winter 02/03 an 6 Tagen in Kraft.
3. Generelles Fahrverbot an Sonntagen (falls zuvor die Konzentration an mehr als 9 Tagen über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ war). Im Winter 02/03 an 2 Tagen in Kraft.

Eine detaillierte Analyse zeigte, dass das Fahrverbot für prä-EURO-KFZ nur wenig wirksam ist, die PM10-Konzentration reduzierte sich um etwa 9%. Das wechselweise Fahrverbot für KFZ mit geraden/ungeraden Kennzeichen reduzierte die Konzentration um etwa 12-14%, das totale Fahrverbot an Sonntagen dürfte eine Reduktion um 35-45% nach sich ziehen. Zu berücksichtigen ist allerdings, dass diese drei Städte nur etwas mehr als die Hälfte der Bevölkerung und einen geringen Teil der Fläche dieser Region umfassen.

In der Region Emilia Romagna betrafen die Fahrverbote etwa 60% der Bevölkerung. Untersucht wurden folgende Maßnahmen:

1. Wechselweises Fahrverbot für Privat-Kfz mit geraden bzw. ungeraden Kennzeichen an Donnerstagen und Sonntagen zwischen 8:30 und 12:30 sowie 14:30 und 19:30, an den gleichen Tagen alle Kfz ohne Katalysator, Dieselfahrzeuge (ausgenommen Direkteinspritzer und Common Rail) und Zweittaktmopeds und –Motorräder.
2. Einschränkungen in bestimmten Stadtteilen zwischen 7:30 und 9:30 und 17:30 und 19:30 an allen Tagen für Dieselfahrzeuge (ausgenommen Direkteinspritzer und Common Rail).

Die Messungen zeigten gegenüber dem Vorjahr eine Reduktion der PM10-Belastung an Donnerstagen um etwa 10%. Die Unterschiede am Sonntag waren marginal.

Die Ergebnisse beider Regionen zeigen, dass nur sehr weitreichende Verkehrsbeschränkungen eine spürbare Reduktion der PM10-Belastung nach sich ziehen.

Die prinzipielle Effizienz dieser Maßnahmen zeigt der Wochengang der PM10-Belastung im Inntal, der zu einem Großteil durch die Verkehrsemissionen bestimmt wird. Wie in Kapitel 7.6 dargelegt wird, ist am Sonntag die PM10-Belastung um bis zu 30% geringer als an Werktagen.

In schwedischen Städten (Göteborg, Malmö, Stockholm) wurden so genannte „Low Emission Zones“ eingerichtet, das sind bestimmte, besonders belastete oder schutzwürdige Gebiete (z. B. im Umkreis von Krankenhäusern, Kindergärten, Altenheimen), die nur von Fahrzeugen ab einer bestimmten Schadstoffklasse befahren werden dürfen [LONDON, 2002]. Gekennzeichnet werden diese Fahrzeuge mit einem Aufkleber. Auch in manchen Bezirken von London sind derartige Zonen geplant, dazu wurden vorab umfangreiche Studien durchgeführt, mit denen in verschiedensten Szenarien die Auswirkungen auf die Luftqualität und die Kosten beurteilt wurden (<http://www.london-lez.org>). Wie bei den in Italien untersuchten verschiedenen Fahrverboten, so zeigt sich auch bei den „Low Emission Zones“, dass nur weitreichende Maßnahmen eine substantielle Verringerung der PM10-Emissionen bewirken.

Die im Februar 2003 in der Londoner Innenstadt eingeführte „congestion charge“ (<http://www.cclondon.com/>) war zwar nur zur Reduktion von Staus geplant, führt aber natürlich auch zu einer Verminderung der Schadstoffemissionen aufgrund eines um 16% verminderten Verkehrsvolumens in der City. Derzeit liegen allerdings noch keine Informationen über die Reduktion der Luftschadstoffbelastung vor.

In dem im März 2003 abgeschlossenen EU-Projekt HEAVEN wurden in 6 europäische Städten (Berlin, Leicester, Paris, Prag, Rom und Rotterdam) der Einfluss des Verkehrs auf die Luftqualität und verschiedene Maßnahmen zur Reduktion der Belastung durch den Verkehr untersucht. Die Ergebnisse dieses Projektes können hier nicht detailliert wiedergegeben werden, unter <http://heaven.rec.org/> können diese aber abgerufen werden.

14.1.1.2 Geschwindigkeitsbeschränkungen

Nach IG-L §14 kann auch die Geschwindigkeit im Sanierungsgebiet beschränkt werden. In HAUSBERGER (2003) wurde das Reduktionspotential von Geschwindigkeitsbeschränkungen verschiedener Luftschadstoffe inkl. PM berechnet³². Bei PKW ergeben sich bei Tempo 80/100 verglichen mit Tempo 100/130 PM-Abgasreduktionen auf Autobahnen um 17%, auf Freilandstraßen um 16%. Als zusätzlicher positiver Effekt würden die Emissionen von CO₂ um 12% und von NO_x um 36% reduziert.

Bei SNF würde sich dagegen bei Tempo 60 eine drastische *Erhöhung* der PM-Abgasemissionen ergeben, da bei dieser Geschwindigkeit die Motoren in einem ungünstigen Lastbereich betrieben werden.

Für PKW ist demnach ein Tempolimit ein brauchbares Mittel, um die abgasbedingten PM10-Emissionen etwas zu verringern. Derzeit besteht gemäß BGBl. 527/1989 eine Geschwindigkeitsbeschränkung auf 110 km/h für PKW und 90 km/h für Omnibusse in der Zeit von 22:00 bis 5:00 auf der A12 Inntalautobahn. Eine mögliche Maßnahme ist eine **permante Geschwindigkeitsbeschränkung** von 100 km/h für PKW auf der Inntal- und

³² Maßnahmenevaluierung basierend auf der für das Jahr 2010 prognostizierten Flottenzusammensetzung und mit gegenüber dem Handbuch der Emissionsfaktoren aktualisierten Emissionsfaktoren. Eine genaue Berechnung des Minderungspotenzials kann erst nach Fertigstellung des neuen Handbuchs der Emissionsfaktoren erfolgen.

Brennerautobahn sowie 80 km/h auf Landstraßen einzuführen. Aufgrund der Langlebigkeit der feinen Fraktionen von PM10 ist eine Geschwindigkeitsbeschränkung, die bei bereits bestehender hohen PM10-Belastung erlassen wird, in geringerem Ausmaß wirksam.

14.1.2 Maßnahmen außerhalb des IG-L

Zur Minderung der Emissionen aus dem Verkehr sind generell

- technische, fahrzeugbezogene Maßnahmen,
- systembezogene (verkehrslenkende bzw. verkehrsvermeidende) Maßnahmen sowie
- bewusstseinsbildende Maßnahmen

notwendig.

Im folgenden wird ein Teil der Maßnahmen aufgelistet, die auf lokaler und regionaler Ebene umsetzbar erscheinen.

14.1.2.1 Technische Maßnahmen - Abgasemissionen des Verkehrs

Fahrzeugbezogene Maßnahmen betreffen speziell die Festlegung strengerer Emissionsgrenzwerte für PM10 bzw. der Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel sowie Maßnahmen bezüglich der Treibstoffqualität. Solche Maßnahmen können nicht auf lokaler bzw. regionaler Ebene getroffen werden, hier ist jedoch in den nächsten Jahren eine Verminderung der Emissionen einerseits durch die stufenweise strengeren Abgasnormen zukünftiger Fahrzeuge (Euro 4 ab dem Jahr 2005, und Euro 5 für LKW ab dem Jahr 2008), andererseits aber auch durch die Reduktion des Schwefelgehaltes in den Treibstoffen zu erwarten (Grenzwert ab 2005: 50 mg Schwefel/kg Treibstoff, ab 2009: 10 mg Schwefel/kg Treibstoff). Gemäß einer Vereinbarung zwischen dem BMLFUW und der OMV wird an OMV-Tankstellen ab 2004 flächendeckend schwefelfreier Kraftstoff angeboten werden. Da für schwefelfreie Kraftstoffe ein niedrigerer Steuersatz zur Anwendung gelangt, wird sich dieser Kraftstoff für den Konsumenten im Preis nicht unterscheiden (bzw. aufgrund einer niedrigeren Mineralölbesteuerung sogar günstiger sein). Es ist daher mit einer raschen Marktdurchdringung zu rechnen. Annäherungsweise kann davon ausgegangen werden, dass die Abgasemissionen des Straßenverkehrs durch schwefelarme bzw. schwefelfreie Kraftstoffe um etwa 10% verringert werden können.

Im Inntal trägt der LKW-Verkehr zu etwa einem Drittel zu den verkehrsbedingten PM10-Emissionen bei. Da bei Maßnahmen an schweren Nutzfahrzeugen oder Bussen nur eine geringere Anzahl von Fahrzeugen berücksichtigt werden muss, sollte diesen bei der Planung von Maßnahmen besonderes Augenmerk geschenkt werden.

Zur Reduktion der spezifischen Emissionen sind auf lokaler Ebene folgende Maßnahmen durchführbar:

- Verstärkte Kontrolle von technisch nicht einwandfreien Fahrzeugen mit offensichtlich erhöhten Emissionen. So wurde z. B. von DURBIN et al. (1999) gezeigt, dass die 1,1-1,7% der leichten Nutzfahrzeuge, die erhöhte Emissionen aufweisen, für 20% der PM10 Emissionen dieser Fahrzeugkategorie verantwortlich sind. Zu ähnlichen Ergebnissen führten Untersuchungen der MA46 in Wien. Da auf der A12 bereits eine

Ausleitung bei Kundl existiert, wäre eine Installation eines „Abgasradars“ (remote sensing device) wie es bereits bei der Gemeinde Wien eingesetzt wird, denkbar.³³

- Umrüstung kommunaler (dieselbetriebener) Fahrzeuge (Linienbusse, Müllabfuhr etc.) sowie von Geräten und Maschinen auf Gasbetrieb oder Ausstattung mit Rußfilter (siehe auch <http://www.akpf.org/>). Diese Maßnahme kann auch auf andere Dieselfahrzeuge, die zumeist im Stadtgebiet bewegt werden und hohe Kilometerleistungen aufweisen, wie z. B. Taxis, Fahrzeuge von Fahrschulen, lokale Lieferfahrzeuge etc., ausgedehnt werden. Beispielsweise wurde in Berlin im September 2001 begonnen, Taxis auf Erdgasantrieb umzurüsten. Insgesamt sollen in den nächsten Jahren 1100 Taxis und Fahrschulautos umgerüstet werden (siehe auch <http://www.tut-berlin.de/index.html>). Bis September 2003 waren bereits 700 Fahrzeuge mit Erdgasantrieb ausgestattet. Die Effizienz dieser Maßnahme ist abhängig vom Anteil der kommunalen Fahrzeuge bzw. der Taxis etc. an der gesamten PKW- bzw. LKW Fahrleistung, dieser Anteil wäre im Einzelfall zu prüfen.
- Förderungen für den nachträglichen Einbau von Partikelfiltern oder bei Neuanschaffung von emissionsarmen Fahrzeugen. Ein solches Förderprogramm wurde z. B. in Großbritannien im Rahmen eines Energiesparfonds initiiert (<http://www.transportenergy.org.uk/index.cfm>)
- Bei Neuanschaffung von kommunalen Fahrzeugen sollten emissionsarme Fahrzeuge bevorzugt werden.
- Unterstützung, Beratung und Aufklärung von Firmen, deren Fahrzeuge zumeist im Stadtgebiet bewegt werden, damit bei Neuanschaffungen auf emissionsarme Fahrzeuge umgestiegen wird.

14.1.2.2 Verkehrslenkende Maßnahmen

Wie die Erfahrungen der letzten Jahre gezeigt haben, wird ein Teil der fahrzeugbezogenen Emissionsminderungen durch eine erhöhte Verkehrsleistung wieder wettgemacht.

Neben dem Emissionsverhalten der Fahrzeuge ist daher auch die Fahrleistung sowie die Verkehrsmittelwahl zu beeinflussen. Dies lässt sich mittels systembezogener Maßnahmen und bewusstseinsbildender Maßnahmen erreichen – beide tragen auch dazu bei, die Emissionen durch Wiederaufwirbelung zu vermindern.

Verkehrslenkende Maßnahmen könnten

1. durch rechtliche Verpflichtungen
2. durch ökonomische Steuerungsinstrumente (Kostenstruktur des Verkehrs)
3. Angebotspolitik im öffentlichen Verkehr

erzielt werden.

Sie umfassen u. a. folgende Maßnahmenbündel:

- Verlagerung des Transitgüterverkehrs auf die Schiene

Verpflichtung zum Transport mit der Eisenbahn für bestimmte Fahrzeuge (u.U. abhängig von der Schadstoffemission) und/oder zu bestimmten Zeiten

- Verlagerung des Pendlerverkehrs im Raum Innsbruck auf öffentliche Verkehrsmittel

³³ Presseinformationsdienst der Stadt Wien (www.wien.gv.at)

Sollen Verlagerungseffekte vom PKW auf den öffentlichen Verkehr erfolgen, ist ein attraktives **öffentliches Verkehrsnetz** notwendig und sollte hinkünftig massiv gefördert werden. Hierzu zählt ein dichtes ÖV-Netz mit hoher Frequenz im städtischen Bereich sowie im Umland von Innsbruck und bedarfsorientierte Bedienung in den ländlichen, dünn besiedelten Gebieten.

Dies könnte u. a.

- einen Ausbau des Regionalzugverkehrs etwa zwischen Schwaz und Telfs unter Einschluss zusätzlicher Haltestellen³⁴,
- einen Ausbau des Regionalbusnetzes in dieser Region,
- einen Ausbau des Straßenbahn- und O-Bus-Netzes der Stadt Innsbruck
- sowie die (Wieder-) Errichtung von Lokalbahnen

umfassen. Die Planungen, welche den öffentlichen Verkehr betreffen, sollen jedenfalls mit Bedacht auf die positiven Auswirkungen auf die PM10-Belastung betrieben und in entsprechendem Ausmaß forciert werden.

➤ Verlagerung des Freizeitverkehrs auf öffentliche Verkehrsmittel

Eine Sonderstellung nehmen die Tourismusregionen ein, die (Anreise)Verkehr zwischen den Heimat- und den Tourismusorten erzeugen, was einerseits zu Belastungen auf den Zufahrtsstraßen in der Region selbst, andererseits auch auf den Autobahnen nach sich zieht. Daher wird die Förderung der Anreise der Touristen aus dem Ausland mit der Bahn, eine wesentlich bessere Erschließung der Tourismusregionen in den Tiroler Tälern mit Bahn und Bus, sowie die Förderung autofreier Wintersportorte empfohlen.

In den Tourismusgebieten sollte die „sanfte“ - autofreie - Anreise beworben werden und die entsprechenden Angebote, die für einen autofreien Aufenthalt notwendig sind, bereitgestellt werden, hierzu zählen u. a. Wander- und Schibusse oder bedarfsgerichtete Busse und Taxis, Verleih von umweltfreundlichen Fahrzeugen (z. B. Solar- oder Elektromobile), Gratisabholung von der Bahn und Gepäckdienste. Von ganz entscheidender Bedeutung ist – neben der Bereitstellung der entsprechenden Leistungen – die breite Information bzw. Bewusstseinsbildung aller anzusprechenden Zielgruppen. Angebote zur „Sanften Mobilität“ gibt es z. B. bereits in Salzburg im Raum Pongau, wo u. a. eine Mobilitätszentrale (www.mobilito.at) eingerichtet wurde.

14.1.2.3 Verkehrsmindernde Maßnahmen

➤ Maßnahmen im Bereich der Raumplanung:

Ein weiteres Wachstum der Verkehrsleistungen im Personen- und Güterverkehr kann u. a. durch eine konsequente Raumplanung vermieden werden. Bei Standortentscheidungen von Verkehrserregern (Einkaufszentren, Freizeit- und Veranstaltungszentren, u.dgl.) sollte besonderes Gewicht auf die Anbindung mit Öffentlichen Verkehrsmitteln gelegt werden. Ebenso sollte bei Standortentscheidungen von Gewerbe- und Industriebetrieben die Anbindung an die Bahn und die mögliche Verlagerung des Transportes auf die Bahn im Vordergrund stehen.

Aber auch die funktionelle Gliederung und des Raumes und die damit verbundene Aufteilung der Funktionen Wohnen, Arbeiten, Einkaufen und Freizeit sollte langfristig auf eine möglichst geringe verkehrserregende Wirkung überprüft und ausgerichtet werden. Dies bedeutet

³⁴ eine Verdichtung des Reisezugverkehrs in der Region Innsbruck wird u. a. durch die „Ausleitung“ des Transitgüterverkehrs Richtung Brenner bei Baumkirchen erleichtert, dadurch steht zwischen Baumkirchen und Innsbruck mehr Streckenkapazität zur Verfügung.

einerseits eine verträgliche Durchmischung der Funktionen, andererseits ein funktionierendes öffentliches Verkehrssystem als Alternative zur Nutzung des PKW. Um öffentliche Verkehrssysteme auch wirtschaftlich betreiben zu können, sind zudem kompakte Siedlungsstrukturen günstig, hinkünftig sollte daher auch verstärktes Augenmerk auf die Vermeidung von Zersiedlungerscheinungen gelegt werden.

Ein interessantes Beispiel aus dem Kanton Zürich wurde von BÜSSER (2003) im Rahmen eines Symposiums präsentiert. In einer Vereinbarung des Kantons mit dem Flughafen Zürich wurde festgelegt, dass 50% von den Fluggästen und 40% der Angestellten mit öffentlichen Verkehrsmitteln anreisen müssen. Ebenso werden im Kanton Zürich keine Einkaufszentren oder andere Verkehrserreger ohne ausreichende Anbindung an das öffentliche Verkehrsnetz genehmigt, darüber hinaus ist eine Parkraumbewirtschaftung obligatorisch.

➤ Ökonomische (monetäre) Maßnahmen

Mit der Einführung von Kostenwahrheit im Verkehr kann generell eine Verminderung bzw. Verlagerung der Verkehrsleistung erzielt werden (z. B. Verringerung von Leerfahrten im Güterverkehr oder Verminderung von Fahrten zwischen Produktionsstandorten, mit denen aufgrund der niedrigen Transportkosten Vorteile gezogen werden). Maßnahmen zur Förderung der Kostenwahrheit werden vorwiegend auf nationaler oder internationaler Ebene getroffen (z. B. Wegekostenrichtlinie). Daher soll verstärkt auf nationaler und internationaler Ebene Lobbyingarbeit betrieben werden, um etwa speziell in sensiblen Regionen durch eine Erhöhung der Straßenbenutzungsgebühren einen stärkeren Verlagerungseffekt auf die Schiene zu erreichen.

➤ Einhausung A12

Nicht zuletzt sollte die Möglichkeit überprüft werden, die A12 zumindest teilweise - etwa im stark befahrenen Bereich zwischen Wattens und Innsbruck – einzuhausen oder unterirdisch zu führen (das würde auch das Lärmproblem wesentlich entschärfen). Die zentrale Abluftreinigung an den Entlüftungsanlagen würde das Problem der Abgasreinigung vom einzelnen KFZ zu wenigen großen Anlagen verlagern.

14.1.2.4 Emissionsverhalten der Fahrzeugflotte

Die hohen PM10-Abgasemissionen des PKW-Verkehrs sind u. a. eine Folge des hohen Anteils an Diesel-PKW an der Fahrzeugflotte. Dieser in europaweiten Vergleich außerordentlich hohe Anteil von Diesel-PKW ist wesentlich durch die steuerliche Begünstigung von Dieselkraftstoff gegenüber Benzin bedingt.

Daher sollte auf politischer Ebene eine steuerliche Angleichung von Diesel- und Benzinkraftstoff diskutiert werden.

Weiters könnte angeregt werden, eine Differenzierung der Fahrzeugbesteuerung in Abhängigkeit von der Schadstoffklasse des Fahrzeuges (wie es in Deutschland der Fall ist) einzuführen und somit eine schnellere Flottenerneuerung bzw. ein bewussteres Kaufverhalten hervorzurufen.

14.1.2.5 Nicht-Abgasemissionen des Verkehrs (Wiederaufwirbelung von Straßenstaub)

Wie die Emissionsberechnungen in Kapitel 5.2.1 gezeigt haben, sind die für das Inntal berechneten Nicht-Abgasemissionen vergleichbar mit den Abgasemissionen. Insbesondere bei verunreinigten oder mit Streusplitt gestreuten Straßen kann die Wiederaufwirbelung die Abgasemissionen deutlich übersteigen.

Allerdings unterliegt die Abschätzung der Emissionen durch Wiederaufwirbelung großen Unsicherheiten. Ebenso liegen nicht viele ‚harte‘ Daten über die Möglichkeiten zur Reduktion dieser Emissionen vor. Als Sofortmaßnahmen bieten sich technische und organisatorische Maßnahmen an, deren Wirkung allerdings schwer quantifizierbar ist:

- Reduktion des Eintrages von Staub in Straßen; dies betrifft eine Reduzierung des Einsatzes von Streugut, aber auch diffuse Emissionsquellen im Nahbereich von Straßen wie etwa Baustellen (siehe oben), besondere Sorgfalt bei der Manipulation von Schüttgütern, Bepflanzung von Brachflächen im Nahbereich von Straßen, Befestigung von unbefestigten Straßen und Parkplätzen, Vermeidung des Eintrags von Schmutz von z. B. Feldern, etc. In der Stadt Graz wird im Winter 2003/04 versucht, den Eintrag von Streusplitt auf öffentliche Straßen deutlich zu verringern. Der Erfolg dieser Maßnahmen kann jedoch frühestens im Frühjahr 2004 abgeschätzt werden.
- Forcierung der Straßenreinigung in bestimmten Situationen, die eine besonders hohe Staubbelastung erwarten lassen, wie etwa an trockenen Wintertagen nach dem Einsatz von Streumitteln. Zwar zeigen aktuelle Studien, dass die Straßenreinigung nur einen sehr geringen Einfluss auf die PM10-Belastung hat [CAFE, 2003; LOHMEYER, 2003], in diesen Studien wurden aber nur Straßen untersucht, auf denen keine Streumittel ausgebracht wurden. Bei Einsatz von Streusplitt kann jedoch die Staubbelastung nach dem Schmelzen des Schnees oder Eis und dem Auftrocknen der Straße enorm ansteigen. Dies zeigen Untersuchungen in skandinavischen Städten (siehe z. B. JOHANSSON, 2003 und CAFE, 2003).
- Eine Verminderung der Abrieb-Emissionen sind generell bei einem Rückgang des Verkehrsvolumens, v. a. bei schweren Kfz, zu erzielen. Prinzipiell würde auch durch die Gewährleistung eines flüssigen Verkehrsablaufs den Reifen- und Bremsenabrieb vermindern. Allerdings kann letztere Maßnahme wiederum zu einer Verkehrssteigerung durch die damit gesteigerte Attraktivität des Kfz-Verkehrs führen.
- Einsatz von Streusplitt aus möglichst abriebfestem Streumaterial (Basaltsplitt, Dolomitsplitt etc.)³⁵. Eventuell kann in Zeiten erhöhter Staubbelastung mineralisches Streugut durch Salzstreuung ersetzt werden. Voraussetzung hierfür ist jedoch eine vorhergehende Erhebung der Zusatzbelastung der Böden durch Salz in Straßennähe sowie eine darauf aufbauende Überprüfung der Umweltverträglichkeit dieser Maßnahme.

Die US EPA unterscheidet zur Reduktion der Wiederaufwirbelung präventive Maßnahmen und Minderungsmaßnahmen. Erstere umfassen Maßnahmen, die gegen eine Erhöhung der Staubbelastung der Straße gerichtet sind, etwa durch Abdeckung von Ladegut auf Lkws, Befestigung des Straßenbanketts, etc. Diese Maßnahmen werden generell als kosteneffektiver angesehen als jene, welche die Staubbelastung der Straße nachträglich wieder vermindern sollen (Straßenreinigung).

14.1.2.6 Reduktion der Straßenverkehrsemissionen durch Umsetzung der Klimastrategie

In der Klimastrategie des BMLFUW [BMLFUW, 2002] werden zahlreiche Maßnahmen zur CO₂-Emissionsreduktion im Verkehrsbereich angeführt, die auch zu einem Rückgang der

³⁵ Siehe etwa auch die „Verordnung des Magistrats der Stadt Wien betreffend das Verbot und die Einschränkung der Verwendung von bestimmten Auftaumitteln und bestimmten abstumpfenden Streumitteln (Winterdienst-Verordnung 2003)“.

Partikelemissionen des Straßenverkehrs beitragen können. In HAUSBERGER (2003) wurde versucht, die Wirksamkeit dieser Maßnahmen in verschiedenen Szenarien zu quantifizieren. Bei den abgasbedingten PM-Emissionen (inkl. des Off-Road-Sektors) etwa zeigen die Berechnungen bei dem „business as usual“ Szenario einen nennenswerten Rückgang der PM10-Emissionen, bei weiterführenden Maßnahmen und Umsetzung der Kyoto-Strategie wäre eine deutliche Abnahme der Partikelemissionen zu erwarten.

Entscheidend für die Minderung der PM10-Belastung im Unterinntal wären Minderungsmaßnahmen, die gezielt am Verkehr im Sanierungsgebiet, v. a. auf der A12, und während Zeiten hoher PM10-Belastung, d.h. im Hochwinter, ansetzen. Selbst bei vollständiger Umsetzung der Klimastrategie ist aber nicht notwendigerweise ein entsprechender Rückgang der PM10-Belastung im Inntal zu erwarten; lokale Maßnahmen, die auf die spezielle Problematik im Inntal abgestimmt sind, sind unerlässlich.

14.2 Heizungsanlagen (Hausbrandemissionen)

14.2.1 Maßnahmen im Rahmen des IG-L

Lt. IG-L § 27 können Begrenzungen der Emissionen aus Heizungsanlagen durch landesrechtlich Maßnahmen festgelegt werden.

Vorstellbar wäre hier die Festlegung eines Staubgrenzwertes auch für Heizungsanlagen <400 kW Brennstoffwärmeleistung für feste Brennstoffe. Derzeit ist in der Tiroler Heizungsanlagenverordnung 2000, LGBL. Nr. 66, ein Staubgrenzwert von 150 mg/m³ nur für Heizungsanlagen für feste Brennstoffe mit einer Brennstoffwärmeleistung > 400 kW festgesetzt.

Eine weitere Maßnahme wäre eine Verschärfung der wiederkehrenden Überprüfungen. Obwohl gemäß Tiroler Heizungsanlagengesetz, LGBL. Nr. 34, wiederkehrende Überprüfungen von Heizungsanlagen durch den Rauchfangkehrer oder eines befugtes Prüforgan vorgeschrieben sind und die Durchführung dieser Maßnahmen im so genannten Kkehrbuch zu dokumentieren ist, werden die Daten dieser Überprüfungen nicht zentral von der Landesregierung gesammelt. Der Vollzug liegt zudem bei der lokalen Behörde, dem Bürgermeister. Damit sind einerseits die lufthygienischen Auswirkungen der Kontrolltätigkeit an den Heizungsanlagen in Tirol nicht quantifizierbar, und andererseits ist kein einheitlicher Vollzug für das Land Tirol gewährleistet. Am Beispiel des Landes Vorarlberg zeigt sich aber sehr deutlich, dass konsequente landesweite Kontrollen und der damit verbundenen Servicearbeiten bei den bestehenden Heizungsanlagen durchwegs erhebliche Verbesserungen bewirkt haben.

Da aber auch in den anderen Bundesländern diese wiederkehrenden Überprüfungen sehr unterschiedlich geregelt werden, wird zur Zeit an einer bundesweiten Harmonisierung auf Basis der ÖNORM M 7510-4 gearbeitet.

14.2.2 Maßnahmen außerhalb des IG-L

Die Minderung der PM10-Emissionen aus Biomasseheizungen ist durch eine Optimierung der Verbrennungstechnologie möglich.

Die Tiroler Kesseltauschförderung ist primär auf den Klimaschutz und eine nachhaltige Energiewirtschaft ausgerichtet und fördert den Einbau von Biomasse- Zentral- oder - Etagenheizungen in neu errichteten Wohngebäuden sowie den Ersatz von Elektro-, Gas-, Kohle-, Öl-, Holz- oder sonstiger Heizungen durch eine moderne Biomassezentral- oder Etagenheizung als Hauptheizung in einem bestehenden Gebäude. Jedoch sollten im

Hinblick auf die Gewährleistung der laut Tiroler Heizungsanlagenverordnung geforderten Brennstoffqualität vor allem automatische Biomasseanlagen wie Pellets- und Hackschnitzelanlagen bevorzugt gefördert werden. Im Gegensatz zu händisch beschickten Anlagen sind die Emissionen automatischer Feuerungen aufgrund des Einsatzes eines genormten Brennstoffs und somit geringer Heizwertschwankungen reproduzierbar. Außerdem ist das Potential für den unsachgemäßen Einsatz von Brennstoffen in automatischen Feuerungen ist deutlich geringer. In Einzelfällen kann bei offensichtlichen Übertretungen des Abfallwirtschaftsgesetzes eine Analyse der Asche durchgeführt werden.

Generell ist der Anteil von Einzelöfen (v. a. Herde, Kachelöfen, Kaminöfen, Badeöfen), die mit Festbrennstoffen betrieben werden, zu vermindern.

Eine weitere Möglichkeit zur Reduktion der Hausbrandemissionen ist der Ausbau und die Förderung von Fernwärme. In Lienz bspw. wurde in den letzten Jahren ein Fernwärmenetz aufgebaut, mit dem mittlerweile ein Anschlussgrad von 80% erreicht werden konnte (siehe <http://www.stadtwaerme-lienz.at/> und SPANGL & NAGL, 2003).

14.3 Anlagen (Industrie, Gewerbe)

14.3.1 Maßnahmen im Rahmen des IG-L

Die Maßnahmen für Anlagen nach §13 sind im Wesentlichen das Anwenden des Standes der Technik (Abs. 1 Z1), der Einsatz emissionsarmer Brennstoffe, Stoffe, Zubereitungen und Produkte, die Vorschreibung eines maximalen Abgasmassenstroms oder Beschränkungen oder Verbote beim Einsatz von Maschinen mit hohen spezifischen Emissionen (Abs. 1 Z2). Allerdings dürfen diese Maßnahmen nicht auf bestimmte Anlagen angewandt werden (Abs. 2).

Als wesentliche Emittenten von PM10 bzw. Staub im Inntal, die unter §13 fallen würden, wurden die Bauwirtschaft, verschiedene Betriebe in Wörgl, die Montanwerke Brixlegg und die diversen Steinbrüche und Schottergruben identifiziert. Davon sind jene Betriebe, für die der Stand der Lufteinhaltetechnik in einem Gesetz oder einer Verordnung festgeschrieben ist, gemäß §13, Abs. 2 ausgenommen. Welche Betriebe dies betrifft, müsste im Einzelfall geprüft werden.

14.3.1.1 Maßnahmen außerhalb des IG-L

Die in Kapitel 15 angeführten Maßnahmen zur Verminderung der Deposition von Blei und Cadmium im Staubbiederschlag durch die Montanwerke Brixlegg führen auch zu einer Verminderung der PM10-Emissionen.

Zum Thema Mineralrohstoffabbau siehe Kapitel 14.5.

Eine wesentliche PM10-Quelle in Wörgl stellt das von der Fa. Egger GmbH&Co. KG in Wörgl betriebene Spanplattenwerk dar. Dabei dürften zwei Trockner die Hauptquellen sein, die zur Emissionsminderung mit Zyklonen ausgestattet sind. Emissionsmessungen waren zum Zeitpunkt der Errichtung nicht vorgeschrieben, es stehen deshalb keine Messwerte zur Verfügung. Laut Genehmigungsbescheid enthält die Abluft 120 mg/Nm³ Staub, bzw. aus Spruchpunkt II ist eine maximale Staubemission von 150 mg/Nm³(tr) vorgeschrieben. Die mit Zyklonen erreichbaren Staubwerte entsprechen nicht dem Stand der Technik.

Die deutsche TA Luft (2002) orientiert sich am Stand der Technik und sieht für Anlagen zur Herstellung von Holzspanplatten, Holzfasernplatten oder Holzfasermatten für staubförmige Emissionen im Abgas folgende Massenkonzentrationen im Abgas vor:

bei Schleifmaschinen 5 mg/Nm³

bei direkt beheizten Trocknern 10 mg/m³ (f)

bei sonstigen Trocknern 15 mg/m³ (f)

Wenn dem Betreiber emissionsmindernde Maßnahmen nach dem Stand der Technik vorgeschrieben werden, ist zu berücksichtigen, dass Maßnahmen zum Einsatz kommen, die gleichzeitig die Emissionen anderer Schadstoffe, wie VOC, NO_x, CO wirksam reduzieren.

Eine weitere bedeutende Quelle von PM10 in Wörgl könnte ein Baustoffrecyclingwerk sein. Die Maßnahmen zur Emissionsreduktion bei diesem Werk entsprechen im Wesentlichen denen im nachfolgenden Kapitel angeführten Maßnahmen der Bauwirtschaft.

In Hinblick auf die lückenhafte Datenlage der Emissionen anderer Industriebetriebe können an dieser Stelle keine Maßnahmen für andere Betriebe skizziert werden.

14.4 Bauwirtschaft - Maßnahmen außerhalb des IG-L

Wie in WINIWARTER (2001), PISCHINGER (2000) und BUWAL (2001c) dargelegt wurde, trägt die Bautätigkeit in erheblichem Ausmaß zu den PM10-Emissionen bei.

Auf Baustellen können verschiedene Tätigkeiten zu einer Staubbelastung führen, wobei die wichtigsten Quellen die folgenden sind:

- Abgasemissionen der verschiedenen Baugeräte und Fahrzeuge. In BUWAL 2002 wurde gezeigt, dass 25% der Schweizer Dieselrußemissionen auf Baustellenmaschinen zurückzuführen sind, lt. PISCHINGER 2000 betragen in Österreich die Abgasemissionen der Baumaschinen etwa 20% (855 t) der des gesamten Straßenverkehrs.
- Staubaufwirbelung beim Befahren von unbefestigten Straßen
- Abbruchvorgänge und Winderosion
- Schütt- und Schneidvorgänge
- Staub- und Schmutzeintrag auf öffentliche Straßen
- Emissionen des zu- und abfahrenden LKW-Verkehrs.

Da bei diesen Emissionen ein großes Minderungspotential besteht, wurde vom BUWAL für die Schweiz mit 1. September 2002 eine Richtlinie in Kraft gesetzt, welche die Reduktion von Luftschadstoffen auf Baustellen zum Ziel hat [BUWAL, 2002].

Kernpunkte dieser Verordnung sind eine umfangreiche Vorbereitung und Kontrolle bei Großbaustellen³⁶, definierte Anforderungen an mechanische, thermische und chemische Arbeitsprozesse sowie an Maschinen und Geräte. Ein Teil dieser Maßnahmen kann jedoch auch bei kleineren Baustellen angewandt werden.

Kurzfristig zu realisieren und auch auf kleinere Baustellen anwendbar scheinen demnach u. a. folgende Maßnahmen:

³⁶ Diese sind in Städten Baustellen, die länger als ein Jahr dauern, mehr als 4000 m² Fläche beanspruchen und eine Kubatur von mehr als 10.000 m³ haben. In ländlichen Gebieten gelten als Großbaustellen solche mit einer Fläche größer 10.000 m², einer Kubatur von mehr als 20.000 m³ und mehr als 1,5 Jahre Bauzeit

- Falls dieselbetriebene Geräte, Fahrzeuge oder Maschinen verwendet werden, sollten diese mit einem Rußfilter ausgestattet sein
- Einhausungen und Staubbindung zur Vermeidung von Staubfreisetzungen beim Schüttgutumschlag und durch Winderosion
- Wenn möglich Verwendung von Geräten mit elektrischem Antrieb
- Regelmäßige Wartung der Fahrzeuge und Geräte
- Bei öffentlichen Ausschreibungen sind emissionsarme Fahrzeuge zu bevorzugen, die jeweils den aktuellen Abgasvorschriften (Euro 3, Euro 4 etc.) genügen
- Bei Straßenarbeiten auf die Verwendung von emissionsarmen Bitumen und richtige Verarbeitungstemperatur achten
- Unterbindung des Schmutzeintrags auf öffentliche Straßen
- Transport von staubenden Materialien nur in feuchtem Zustand oder abgedeckt
- Befeuchten unbefestigter Straßen

Von BÜSSER (2003) wurde die Vorbildwirkung der öffentlichen Verwaltung betont. So werden z. B. im Kanton Zürich ab Beginn 2004 auf öffentlichen Baustellen nur noch Fahrzeuge und Maschinen mit Partikelfilter zugelassen.

14.5 Mineralrohstoffabbau und Schüttgutumschlag – Maßnahmen außerhalb des IG-L

Wie in Kapitel 5.2.3.2 ausgeführt, ist der Mineralstoffabbau im Inntal eine möglicherweise bedeutende Staubquelle, wengleich die Abschätzung dieser Emissionen hohen Unsicherheiten unterliegt.

Der Einfluss dieser Emissionen auf die PM10-Belastung an den Messstellen ist damit nicht eindeutig zu quantifizieren.

Im ersten Schritt müsste daher die Emissionen der relevanten Betriebe detaillierter erfasst werden. Chemische Analysen des nicht-analysierten Restes (siehe Kapitel 9) können ebenfalls zur Quantifizierung des Anteils dieser Quellen zur PM10-Belastung beitragen. Im nächsten Schritt sollten bei den wesentlichen Emittenten gezielt staubmindernde Maßnahmen gesetzt werden.

14.6 Off-Road-Verkehr

Bei mobilen Quellen in Industrie und Gewerbe, in der Bauwirtschaft sowie in der Land- und Forstwirtschaft wären technische Maßnahmen zur Absenkung der hohen Emissionsfaktoren zu treffen. Die Maßnahmen entsprechen im wesentlichen denjenigen, die auch für mobile Quellen im Rahmen der Bauwirtschaft praktikabel sind.

14.7 Verwendung bestimmter Stoffe, Zubereitungen und Produkte - Maßnahmen im Rahmen des IG-L

Lt. IG-L §15 können zeitliche und räumliche Beschränkungen für den Einsatz bestimmter Stoffe, von Zubereitungen und Produkten angeordnet werden. Darüber hinaus kann das Hantieren mit Stoffen und Produkten eingeschränkt werden.

Dies könnte den Einsatz von Streusplitt und Auftaumitteln im Rahmen des Winterdienstes sowie deren Entfernung von der Straße betreffen, siehe dazu Kapitel 14.1.2.5.

14.8 Maßnahmen zur Verminderung der NO_x-Emissionen

Die wesentlichste Emissionsquelle von NO_x ist im Inntal der Straßenverkehr. Aufgrund von Überschreitungen der Grenzwerte für den Halbstundenmittelwert und den Jahresmittelwert an verschiedenen Messstellen im Inntal, wurden im Auftrag der Tiroler Landesregierung Studien und Statuserhebungen durchgeführt, in denen u. a. verschiedene Szenarien zur Reduktion der Immissionsbelastung analysiert wurden (siehe dazu <http://www.tirol.gv.at/themen/umwelt/luft/statuserhebungen.shtml>). Die in diesen Berichten angeführten Maßnahmen sollten auch zu einer Reduktion der NO_x-Emissionen – und damit zu einer Reduktion einer der Vorläufersubstanzen für sekundäre anorganische Aerosole – beitragen. Zu beachten ist allerdings, dass Maßnahmen wie z. B. das Nachtfahrverbot für LKW, die lediglich zu einer zeitlichen Verlagerung der Emissionen führen, weniger wirksam sind, als Maßnahmen, die die Emissionen selbst verringern.

14.9 Maßnahmen zur Verminderung der SO₂-Emissionen

Schwefeldioxid trägt durch die Umwandlung in partikuläres Ammoniumsulfat zur PM10 Belastung bei. Die größten Emittenten von SO₂ im Untersuchungsgebiet sind der Hausbrand, das Gewerbe, der Verkehr und einzelne Punktquellen (hier vor allem die Montanwerke Brixlegg). Beim Hausbrand und dem Gewerbe stammt der Großteil von SO₂ aus der Verbrennung von Kohle und Heizöl. Mit der Einführung von schwefelarmen Heizöl und Dieselmotoren mit 1.1.2004 und dem kontinuierlichen Rückgang des Einsatzes von Kohle werden die Emissionen des Hausbrandes und des Verkehrs in den nächsten Jahren deutlich abnehmen.

Auch würden die oben vorgeschlagenen Maßnahmen zur Reduktion der PM10-Emissionen durch den Hausbrand zu einer weiteren Reduktion der SO₂-Emissionen führen.

Es ist daher zu erwarten, dass die Konzentration von Ammoniumsulfat in den nächsten Jahren weiter abnehmen wird. Ebenso wird aufgrund der Umsetzung der in der NEC-RL festgelegten Emissionsreduktionen in Europa die großflächige Belastung durch Ammoniumsulfat zukünftig abnehmen.

Die Montanwerke stellen die einzige größere industrielle Punktquelle im Inntal dar. Da die SO₂-Emissionen z.T. deutlich unter den BAT-Werten und den rechtlich festgelegten Grenzwerten liegen, ist das Reduktionspotential hier weitgehend ausgeschöpft.

14.10 Zusammenfassung der wesentlichen Maßnahmen

Als wesentliche Maßnahmen zur Verminderung der PM10-Belastung im Inntal erscheinen folgende Maßnahmen zielführend zu sein:

Verkehr:

- zeitlich begrenzte Verkehrsbeschränkungen, u.U. für bestimmte Fahrzeugkategorien (z. B. abhängig vom Schadstoffausstoß), u. a. bei länger andauernden Belastungsepisoden.
- Einführung einer durchgehenden Geschwindigkeitsbeschränkung von 100 km/h auf der Inntal- und Brennerautobahn sowie 80 km/h auf Landtrassen für PKW und LNF.
- Verminderung der fahrzeugspezifischen Emissionen, u. a. durch rechtlich bindende Emissionsgrenzwerte
- Förderung alternativer Antriebstechnologien mit geringen spezifischen PM10-Emissionen
- Einbau von Partikelfiltern oder Umstellung auf Gasbetrieb (u. a. bei kommunalen Fahrzeugen)
- Eliminieren technisch nicht einwandfreier Fahrzeuge mit erhöhten Emissionen (z. B. durch Abgaskontrollen bei Ausleitung Kundl)
- Verlagerung des Güterverkehrs auf die Schiene, v. a. im alpenquerenden Transit
- Verlagerung des regionalen Personenverkehrs auf öffentliche Verkehrsmittel durch entsprechende Angebotsverbesserungen im Bereich Bahn, Bus, Straßenbahn
- Verlagerung des Freizeitverkehrs (Anreise und lokaler Verkehr) auf öffentliche Verkehrsmittel; Förderung von Angeboten im „autofreien Tourismus“
- Raumplanerische Maßnahmen: Verkehrsvermeidung durch kompakte Nutzungsstrukturen mit kurzen Wegen zwischen Wohnen, Arbeiten, Ausbildung, Freizeit, Einkaufen. Gute Anbindung von Einkaufszentren, Freizeiteinrichtungen und Großbetrieben an öffentliche Verkehrsmittel; keine Errichtung von Einkaufszentren abseits der Siedlungsgebiete.
- Verkehrsverminderung durch ökonomische Steuerungsinstrumente: „Kostenwahrheit“ zur Vermeidung volkswirtschaftlich nicht nutzbringender Fahrten.
- Verminderung der Aufwirbelungsemissionen durch Verringerung des Staubeintrags auf Straßen
- Verminderung der Salz- und Splittstreuung.

Hausbrand:

- Festlegung von Emissionsgrenzwerten
- Regelmäßige Überprüfung von Heizungsanlagen und zentrale Erfassung dieser Daten
- Verminderung des Anteils von mit Festbrennstoffen betriebenen Einzelöfen
- Förderung emissionsarmer Heizungsanlagen
- Förderung von Fernwärme

Industrie, Gewerbe

Anlagenspezifische Maßnahmen, u. a. bei den Montanwerken Brixlegg und bei Betrieben in Wörgl (u. a. beim Spanplattenwerk).

Bauwirtschaft

- Verminderung der spezifischen PM10-Emissionen von Baumaschinen
- Verminderung der Staubaufwirbelung bei Erdarbeiten, beim Schuttgutumschlag und von unbefestigten Flächen
- Verringerung des Zufahrts- und Abfahrtsverkehrs von Baustellen
- Maßnahmen nach Vorbild der Schweizer Baurichtlinie

Mineralstoffabbau

Nach Quantifizierung der Emissionen wären anlagenspezifische Maßnahmen auszuarbeiten.

Landwirtschaft

Verminderung der spezifischen Emissionen von Traktoren und anderen landwirtschaftlichen Geräten

14.11 Erforderliches Ausmaß der Reduktion der PM10-Belastung

Die Grenzwertüberschreitungen bei PM10 betrafen die Anzahl der TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, nicht den Jahresmittelwert. Maßnahmen müssten daher theoretisch ausschließlich an jenen Tagen ansetzen, an denen TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auftreten.

Da die Überschreitungen des PM10-TMW-Grenzwertes praktisch ausschließlich auf den Einfluss von Emittenten im Inntal während Episoden mit ungünstigen Ausbreitungsbedingungen im Winterhalbjahr zurückzuführen sind, sollten sich die Maßnahmen sinnvoller Weise auf die Wintermonate konzentrieren.

Anhand der im Jahr 2002 beobachteten Überschreitungen des TMW von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird in Tabelle 64 abgeschätzt, in welchem Ausmaß die PM10-Belastung zu reduzieren ist, um den Grenzwert – maximal 35 TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ einzuhalten. Bei den angeführten Reduktionsszenarien wurde die PM10-Konzentration linear an allen Tagen um einen bestimmten Prozentsatz vermindert. Der 16.11., an dem Saharastaub-Ferntransport überwiegend für die erhöhte PM10-Belastung verantwortlich war, wurde dabei nicht berücksichtigt, da diese PM10-Quelle durch keinerlei Maßnahmen beeinflussbar ist.

Neben einer Reduktion der PM10-Konzentration an allen Tagen werden auch Szenarien angeführt, bei denen ab dem dritten Tag einer Episode mit PM10-TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Maßnahmen gesetzt werden.

Tabelle 64: Jahresmittelwerte ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) und Zahl der PM10-TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bei linearer Reduktion der PM10-Konzentration an allen Tagen um 5%, 10%, 20%, 30% und 40%, sowie um 20% und 50% ab dem dritten Tag einer PM10-Belastungsepisode mit TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$

		Innsbruck R	Innsbruck Z	Hall	Vomp A12	Vomp a.d.L.	Brixlegg	Wörgl	Kufstein
2002	JMW	31	29	29	27	29	29	28	23
	TMW>50	49	39	44	28	36	41	42	21
-5%	JMW	28	27	27	25	27	28	26	22
	TMW>50	46	34	41	23	31	38	34	17
-10%	JMW	27	26	26	24	25	26	25	21
	TMW>50	43	32	36	18	27	30	28	14
-20%	JMW	24	23	23	21	22	23	22	19
	TMW>50	33	29	23	11	15	21	18	5
-30%	JMW	21	20	20	19	20	20	19	16
	TMW>50	27	24	16	6	8	8	9	4
-40%	JMW	18	17	17	16	17	17	17	14
	TMW>50	23	18	10	3	3	3	1	1
-20% nach 3 Tagen TMW>50	JMW	28	28	28	26	27	28	27	23
	TMW>50	44	39	38	23	29	32	38	17
-50% nach 3 Tagen TMW>50	JMW	26	26	26	25	26	27	26	23
	TMW>50	36	26	23	16	20	28	25	16

Um den aktuell gültigen PM10-Grenzwert – maximal 35 TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (wobei der 16.11. mit Saharastaub-Fernttransport nicht mitgezählt wurde) – einzuhalten, wären folgende Reduktionen der PM10-Konzentration erforderlich:

- ✓ in Innsbruck Reichenau und Hall bis 20%
- ✓ in Brixlegg bis 10%
- ✓ in Innsbruck Zentrum, Wörgl und Vomp a.d.L. bis 5%

Die Tabelle 64 erlaubt auch eine Abschätzung, welche Reduktionen der PM10-Belastung erforderlich wären, um den ab 2005 einzuhaltenden PM10-Grenzwert (maximal 30 TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und den ab 2010 einzuhaltenden Grenzwert (maximal 25 TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) einzuhalten.

Für die Einhaltung des ab 2005 geltenden Grenzwertes wären Reduktionen

- ✓ in Innsbruck Reichenau bis 30%
- ✓ in Innsbruck Zentrum und Hall bis 20%
- ✓ in Brixlegg, Wörgl und Vomp a.d.L. bis 10%

erforderlich.

Der ab 2010 geltende Grenzwert wäre auch an der Messstelle Vomp A12 überschritten. Für die Einhaltung des ab 2010 geltenden Grenzwertes wären Reduktionen

- ✓ in Innsbruck Reichenau bis 40%
- ✓ in Innsbruck Zentrum bis 30%
- ✓ in Brixlegg, Wörgl und Vomp a.d.L. bis 20%
- ✓ in Vomp A12 bis 5%

erforderlich.

Noch drastischer müssten die Reduktionen ausfallen, falls erst nach 3 Tagen die Konzentrationen durch Sofortmaßnahmen gesenkt werden sollten. Selbst bei einer Reduktion um 50% würden in Innsbruck Reichenau noch 36 Tagesmittelwerte über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ registriert werden. Dies liegt daran, dass zum einen die Belastung während der Episode im Jänner und Februar 2002 oft über $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lag, zum anderen wiederholt sehr kurze Episoden auftraten, verzögerte Reduktionsmaßnahmen daher nicht wirksam werden könnten.

Die in Tabelle 64 angeführten Reduktionsszenarien stützen sich auf die Tiroler PM10-Daten des Jahres 2002. Um statistisch besser abgesicherte Aussagen treffen zu können, werden nachfolgend die PM10-Daten aller österreichischen Messstellen der Jahre 2001 und 2002 betrachtet.

In Abbildung 64 ist der Zusammenhang des 36. höchsten TMW mit dem JMW der Jahre 2001 und 2002 dargestellt, in Abbildung 65 mit dem Wintermittelwert. Dieser statistische Zusammenhang erlaubt eine Abschätzung, in welchem Ausmaß die PM10-Konzentration im Jahres- bzw. im Wintermittel abgesenkt werden müsste, um mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit nicht mehr als die zulässige Anzahl an TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zu erreichen.

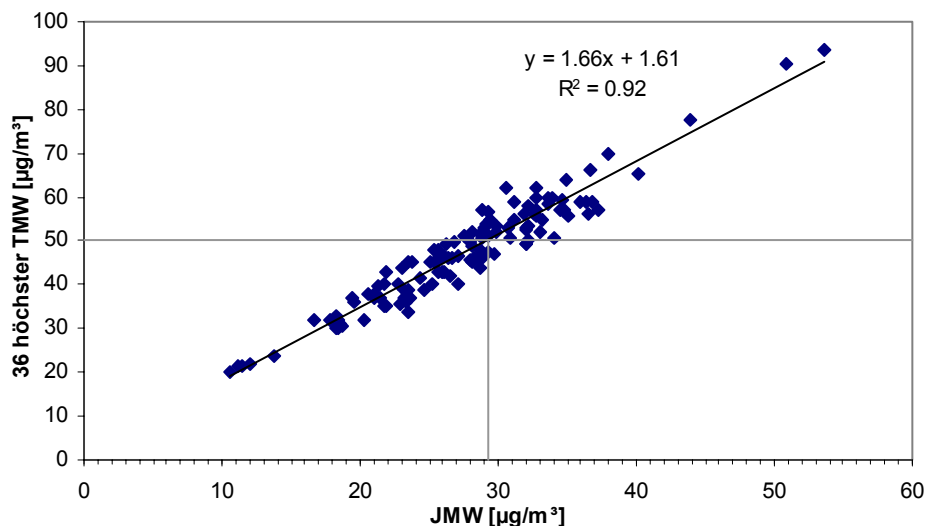


Abbildung 64: Jahresmittelwert zu 36. höchsten Tagesmittelwert aller österreichischen PM10 Messstellen 2001 und 2002.

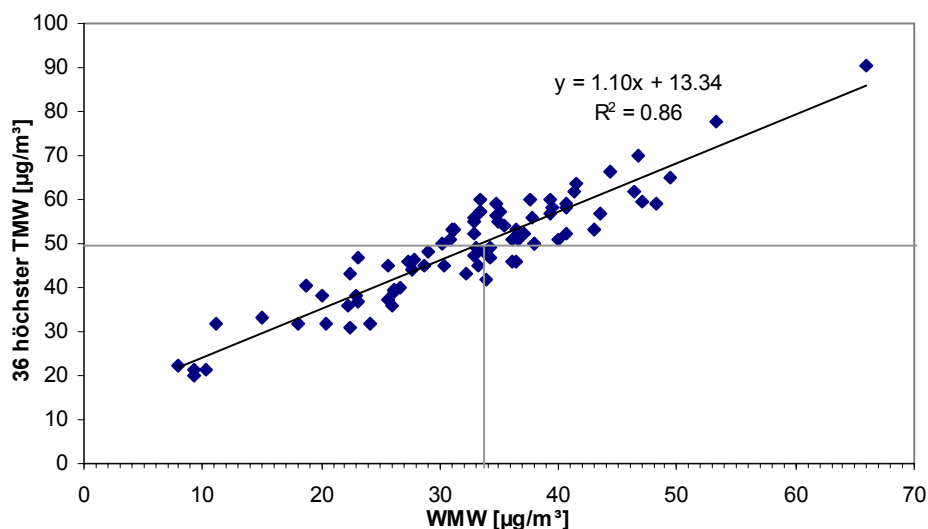


Abbildung 65: Wintermittelwert zu 36. höchsten Tagesmittelwert aller österreichischen PM10 Messstellen 2001 und 2002.

Im Mittel ist demnach ab einem JMW von etwa 29 µg/m³ bzw. einem Wintermittelwert von 33 µg/m³ zu erwarten, dass mehr als die 35 zulässigen TMW über 50 µg/m³ auftreten.

Da bereits im Jahr 2005 die Anzahl der zulässigen Überschreitungen gemäß IG-L auf 30, im Jahr 2010 auf 25 reduziert wird, wurde diese Auswertung auch für den 31. sowie 26. höchsten TMW durchgeführt. Demnach sind bei einem JMW von 28 µg/m³ mehr als die 30 Überschreitungen zu erwarten, 25 Überschreitungen sind bei einem JMW von 26 µg/m³ zu erwarten. Bei dem Wintermittelwert sind ab 31 µg/m³ mehr als 30 und ab 29 µg/m³ mehr als 25 Überschreitungen zu erwarten.

Die obigen Werte geben die Überschreitungshäufigkeit im Mittel an. Damit die Zahl der TMW über 50 µg/m³ mit höherer Wahrscheinlichkeit unter dem Grenzwert liegt, wäre eine noch stärkere Absenkung des JMW bzw. Wintermittelwertes notwendig.

In Tabelle 65 wird jener JMW bzw. Wintermittelwert angegeben, bei dem mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit die Anzahl der TMW über 50 µg/m³ unter 35, 30 bzw. 25 Tagen pro Jahr liegt; Tabelle 66 gibt die entsprechenden Werte für den Wintermittelwert.

Tabelle 65: Jahresmittelwerte, für die mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit die Anzahl der zulässigen Tagesmittelwerte über 50 µg/m³ nicht überschritten wird.

Anzahl zulässiger Überschreitungen	Jahresmittelwert (µg/m³)					
	50%	80%	90%	95%	97,5%	99%
35	29,1	27,4	26,5	25,8	25,2	24,4
30	27,8	25,9	25,0	24,2	23,4	22,6
25	26,2	24,2	23,2	22,4	21,6	20,7

Tabelle 66: Wintermittelwerte, für die mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit die Anzahl der zulässigen Tagesmittelwerte über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nicht überschritten wird.

Anzahl zulässiger Überschreitungen	Wintermittelwert ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)					
	50%	80%	90%	95%	97,5%	99%
35	33,3	29,8	27,9	17,5	25,1	23,5
30	31,2	27,8	26,0	24,5	23,2	21,7
25	28,9	25,5	23,7	22,3	21,0	19,5

Bei einem JMW von $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Wintermittelwert $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$) liegt – bezogen auf den gesamtösterreichischen Datensatz der Jahre 2001 und 2002 – die Zahl der TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mit 80%iger Wahrscheinlichkeit unter 35 Tagen; ab dem Jahr 2005 bei einem JMW von $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Wintermittelwert $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und ab dem Jahr 2010 bei einem JMW von $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Wintermittelwert $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Im Jahr 2002 wurden an den Messstellen im Inntal Jahresmittelwerte von $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Wörgl) bis $31 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Innsbruck Reichenau) registriert, die Wintermittelwerte betragen an diesen beiden Messstellen $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. $46 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Demnach müsste der JMW im Jahr 2004 um 3 – 11%, im Jahr 2005 um 8 – 16% und im 14 – 22% im Jahr 2010 gegenüber 2002 gesenkt werden. Der Wintermittelwert müsste um 10 – 28% im Jahr 2004, um 16 - 33% im Jahr 2005 und um 31 – 45% im Jahr 2010 gesenkt werden, um mit 80%iger Wahrscheinlichkeit eine Grenzwertverletzung zu vermeiden.

Die mit den gesamtösterreichischen Daten berechneten Prozentsätze zur Reduktion des JMW sind zwar etwas niedriger als die in Tabelle 64 angegebenen Reduktionen der Tagesmittelwerte in Tirol, nichtsdestotrotz zeigen die Berechnungen, dass bis zum Jahr 2010 erhebliche Minderungen der Belastung zur Einhaltung der Grenzwerte erzielt werden müssen.

15 MAßNAHMEN BRIXLEGG

Wie in Kapitel 12 dargelegt wurde, tragen die Montanwerke Brixlegg zu einem ganz überwiegenden Teil zur Belastung durch Pb und Cd im Staubniederschlag im Raum Brixlegg bei.

Die Maßnahmen, die die Pb und Cd Emissionen vermindern, tragen naturgemäß auch zur Verminderung der PM10-Belastung bei, an der die Montanwerke im Bereich Brixlegg ebenfalls einen nicht unbeträchtlichen Anteil haben (siehe Kapitel 7.14).

Die Emissionen der gefassten Quellen der Montanwerke Brixlegg sind – wie in Kapitel 5.2.4 ausgeführt – mit 2,9 t/a vergleichsweise gering. Es kann daher angenommen werden, dass ein wesentlicher Teil der Emissionen aus diffusen Quellen stammt, die jedoch bei der Abschätzung der Gesamtemissionen mangels entsprechender Daten nicht berücksichtigt werden konnten. Dies wird auch in dem BAT-Dokument zur Nicht-Eisenmetallindustrie bei einer näher untersuchten Kupferhütte nachgewiesen [BAT-NF, 2001].

Wie in BAT-NF (2001) gezeigt wird, sind diffuse Emissionen vor allem beim Materialtransport, beim Trocknen, Schmelzen und Transfer in die Öfen (Be- und Entladen, besonders im Batch-Betrieb) und bei der Schlackenbehandlung zu erwarten.

Nachfolgend werden einige Maßnahmen vorgeschlagen, die nach aktuellem Kenntnisstand beitragen sollten, die Emissionen aus diffusen Quellen erheblich zu vermindern:

- Derzeit sind noch nicht alle Lagerplätze am Werksgelände eingehaust bzw. überdacht. Eine Einhausung würde die Emissionen beim Materialumschlag und durch Winderosion erheblich vermindern. Zusätzlich könnten noch Absaugeinrichtungen bei den Lagerplätzen installiert werden, wie sie bei der Fa. BMG in Arnoldstein in Bau befindlich sind.
- Einsatz von Absaugeinrichtungen bei den Öfen, diese Absaugungen können z. B. beim Abgießen eingesetzt werden.
- Beschickungsanlagen zum staubarmen Hantieren der Reststoffe und Abfälle, die bei den verschiedenen Prozessen anfallen und größtenteils wieder im Schachtofen eingesetzt werden. Diese befinden sich bei der Fa. BMG in Arnoldstein bereits in der Testphase.
- Regelmäßige Überprüfung der Gewebefilter und zeitgerechter Austausch derselben.
- Vollständiges Verschließen der noch offenen Bereiche der Schmelzhütte. Neben den Toren sind dzt. auch noch schmale Bereiche unterhalb des Daches offen. Ein vollständiges Verschließen der noch offenen Bereich kann - wie z. B. in Arnoldstein festgestellt wurde - die diffusen Emissionen beträchtlich vermindern.
- Der Hof des Firmengeländes ist stellenweise mit einem feinkörnigen schwarzen Sand bedeckt. Durch Winderosion und dem Werksverkehr kann dieser aufgewirbelt und verfrachtet werden und somit eine beträchtliche Staubquelle darstellen. Die befestigten Wege werden zwar lt. Auskunft des Werkes regelmäßig gereinigt, diese Maßnahme ist aber aus mehreren Gründen nur bedingt wirksam: Verschiedene Studien haben gezeigt, dass eine Straßenreinigung oder -Waschung nur zu einer kurzzeitigen Verminderung der Staubbelastung führt. Eine Reduktion der Wiederaufwirbelung ist oftmals nicht nachweisbar. Auch können die Reinigungsgeräte selbst eine Staubquelle darstellen, da z. B. bei Geräten mit Ansaugung die Abluft nicht oder kaum gefiltert wird. Reine Kehrmaschinen wiederum wirbeln einen Teil des Straßenstaubs auf. Eine Straßenwaschung ist in den zumeist

am höchsten belasteten Wintermonaten nicht praktikabel. Es ist daher zu trachten, den Eintrag von staubendem Material auf das Werksgelände soweit wie möglich zu reduzieren. Welche Prozesse am meisten zu einem Staubeintrag beitragen, müsste noch untersucht werden, um die Maßnahmen möglichst zielgerichtet setzen zu können.

Es muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass mangels Emissionsdaten dieser diffusen Quellen das Ausmaß der Emissionsminderung nicht angegeben werden kann.

Die Berechnungen in Kapitel 7.14 deuten darauf hin, dass der Beitrag der Montanwerke zum Wintermittel der PM10-Konzentration ca. ein Viertel beträgt, an Tagen mit TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ noch deutlich mehr. Dies zeigt auf, dass Maßnahmen zur Emissionsminderung jedenfalls zu setzen wären.

16 INFORMATIONEN GEMÄß EU-RL 1996/62/EG, ANHANG IV, PM10

Nach Artikel 8 (3), EU-RL 1996/62/EG müssen die Mitgliedsstaaten Maßnahmen ergreifen, um zu gewährleisten, dass ein Plan oder Programm ausgearbeitet wird, aufgrund dessen innerhalb der festgelegten Frist die Grenzwerte eingehalten werden können. Die Öffentlichkeit muss dabei zumindest über die nachfolgend aufgelisteten Punkte informiert werden.

Ort des Überschreitens

- Region: Tirol, Inntal
- Ortschaft: Brixlegg, Hall i.T., Innsbruck, Vomp, Wörgl,
- Messstation:
 - Brixlegg: Innweg
 - Hall i.T.: Münzergasse
 - Innsbruck: Zentrum und Reichenau
 - Vomp bei Schwaz: An der Leiten
 - Wörgl: Stelzhammerstraße

Allgemeine Informationen

- Art des Gebietes (Stadt, Industrie- oder ländliches Gebiet):
 - Brixlegg: Siedlung nahe Industriegebiet
 - Hall i.T.: Siedlungs- und Gewerbegebiet
 - Innsbruck: Stadt
 - Vomp: ländliches Wohngebiet
 - Wörgl: Stadt
- Schätzung des verschmutzten Gebietes (km²) und der der Verschmutzung ausgesetzten Bevölkerung:
 - Größe des Gebietes: 450 km²
 - Bevölkerung: 360.000 Einwohner
- zweckdienliche Klimaangaben:
 - siehe Kapitel 1.
- zweckdienliche topographische Daten:
 - siehe Kapitel 4.1
- ausreichende Informationen über die Art der in dem betreffenden Gebiet zu schützenden Ziele:
 - Die von den Grenzwertüberschreitungen betroffenen Messstellen befinden sich alle in Wohngebieten und dienen daher zum Schutz des Menschen

- Verhütung von schädlichen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit:

Da die Grenzwertüberschreitungen 2002 festgestellt wurden, wurden bisher keine Verbesserungsmaßnahmen durchgeführt. Daher stellt die aktuelle Situation die Belastung vor Durchführung der Verbesserungsmaßnahmen dar.

Zuständige Behörden

- Name und Anschrift der für die Ausarbeitung und Durchführung der Verbesserungspläne zuständigen Personen:

Amt der Tiroler Landesregierung

Abt. Umweltschutz

Eduard Wallnöfer Platz 1

A-6020 Innsbruck

Art und Beurteilung der Verschmutzung

- in den vorangehenden Jahren (vor der Durchführung der Verbesserungsmaßnahmen) festgestellte Konzentrationen:

Da die Grenzwertüberschreitungen 2002 festgestellt wurden, wurden bisher keine Verbesserungsmaßnahmen durchgeführt. Daher stellt die aktuelle Situation die Belastung vor Durchführung der Verbesserungsmaßnahmen dar.

- seit dem Beginn des Vorhabens gemessene Konzentrationen:

siehe Kapitel 7.1.

- angewandte Beurteilungstechnik:

Messung der PM10-Konzentration mittels kontinuierlicher Messgeräte (Kapitel 4.2.8).

Ursprung der Verschmutzung

Liste der wichtigsten Emissionsquellen, die für die Verschmutzung verantwortlich sind (Karte):

- Verkehr
- Hausbrand
- Mineralrohstoffabbau
- Bauwirtschaft
- Industrie und Gewerbe

Gesamtmenge der Emissionen aus diesen Quellen (Tonnen/Jahr):

Verkehr	>410
Hausbrand	177
Mineralrohstoffabbau	>180
Bauwirtschaft	170
Industrie und Gewerbe	>130

Informationen über Verschmutzungen, die aus anderen Gebieten stammen

siehe Kapitel 10.1 und 10.2.

Lageanalyse

- Einzelheiten über Faktoren, die zu den Überschreitungen geführt haben (Verfrachtung, einschließlich grenzüberschreitende Verfrachtung, Entstehung):
siehe Kapitel 10.
- Einzelheiten über mögliche Maßnahmen zur Verbesserung der Luftqualität:
siehe Kapitel 12.

Angaben zu den bereits vor dem Inkrafttreten dieser Richtlinie durchgeführten Maßnahmen oder bestehenden Verbesserungsvorhaben

örtliche, regionale, nationale und internationale Maßnahmen:

festgestellte Wirkungen:

Da die Grenzwertüberschreitungen erst 2002 festgestellt wurden, wurden bisher keine Verbesserungsmaßnahmen durchgeführt.

Angaben zu den nach dem Inkrafttreten dieser Richtlinie zur Verminderung der Verschmutzung beschlossenen Maßnahmen oder Vorhaben

Auflistung und Beschreibung aller im Vorhaben genannten Maßnahmen:

Zeitplan für die Durchführung

Schätzung der zu erwartenden Verbesserung der Luftqualität und der für die Verwirklichung dieser Ziele vorgesehenen Frist

Dieser Bericht dient dem Land Tirol als Grundlage für die Ausarbeitung von Maßnahmenplänen. Die konkreten Maßnahmen, Zeitpläne und Abschätzungen der erzielbaren Verbesserungen werden Teil dieser zukünftigen Maßnahmenpläne sein.

Angaben zu den geplanten oder langfristig angestrebten Maßnahmen oder Vorhaben

Maßnahmen werden auf Grundlage dieses Berichtes vom Land Tirol und auf nationaler Ebene zu beschließen sein.

Liste der Veröffentlichungen, Dokumente, Arbeiten usw., die die in diesem Anhang vorgeschriebenen Informationen ergänzen

siehe Kapitel 17.

17 LITERATUR

- BAT-NF (2001): Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC), Reference Document on Best Available Techniques in the Non Ferrous Metals Industries, European Commission, December 2001.
- BELL, M. J, DAVIS, D. L. (2001): Reassessment of the Lethal London Fog of 1952: Novel Indicators of Acute and Chronic Consequences of Acute Exposure to Air Pollution, Environmental Health Perspectives Volume 109, Supplement 3.
- BMLFUW (2002): Strategie Österreichs zur Erreichung des Kyoto Ziels, Klimastrategie 2008/2012, vom Ministerrat angenommen am 18. Juni 2002, BMLFUW, Abt. V/4.
- BÖHMNER (2002): Stand der Technik bei kalorischen Kraftwerken und Referenzanlagen in Österreich, Umweltbundesamt Wien.
- BÜSSER (2003): PM-Belastung in Zürich – Massnahmen zur Reduktion. Vortrag beim Symposium Particulate Matter der Österreichischen Akademie der Wissenschaften vom 15.12. bis 16.12.2003, Wien.
- BUWAL (2001a): Massnahmen zur Reduktion der PM10-Emissionen, BUWAL Umwelt-Materialien Nr. 136.
- BUWAL (2001b): Luftschadstoff-Emissionen von Strassenbaustellen, Teil II: Aerosole und Partikel, BUWAL Umwelt-Materialien Nr. 127.
- BUWAL (2001c): Luftreinhaltung bei Bautransporten. 2001. VU-5021-D.
- BUWAL (2002): BUWAL, 2002, Richtlinie Luftreinhaltung auf Baustellen
http://www.umwelt-schweiz.ch/imperia/md/content/luft/fachgebiet/d/BauRLL_Bericht_d.pdf
- BUWAL, 2002: PM10 Emissionen des Verkehrs, Statusbericht Teil Schienenverkehr, Umwelt-Materialien Nr. 144, Bern, 2002.
- CAFE (2003): Second Position Paper on Particulate Matter – draft for discussion. CAFE Working Group on Particulate Matter, August 20th, 2003.
- CEPMEIP. (2003): SNAP Code 070700 und 070800, Road Vehicle Tyre & Break Wear, & Road Surface Wear, Emission Inventory Guidebook B770.
- DAVIS, D. L., BELL, M. J., FLETCHER, T. (2002): A Look Back at the London Smog of 1952 and the Half Century Since, Environmental Health Perspectives Volume 110, Number 12.
- DEFRA (2002): Ammonia in the UK, Booklet,
http://www.defra.gov.uk/environment/airquality/ammonia/pdf/ammonia_uk.pdf
- DURBIN, T. D.; SMITH, M. R.; NORBECK, J. M.; TRUEX, T. J. (1999) Population density, particulate emission characterization, and impact on the particulate inventory of smoking vehicles in the South Coast Air Quality Management District. J. Air Waste Manage. Assoc. 49: 28-38. 31
- EMPA (2003): Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs, Forschungsprojekt ASTRA 2000/415.
- FRÖHLICH, M. (2003): Ermittlung eines Standortfaktors für die Bestimmung der PM10-Konzentration an den Messstellen Innsbrucker Zentrum/Fallmerayerstraße und Vomp. Im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung, Wien.
- HACKL, A. & MAUSCHITZ, E. (2001): Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie III, Wien.
- HAUSBERGER, S. (2003): Entwicklung von Luftschadstoffemissionen aus dem Verkehr bis 2010 und Abschätzung von Maßnahmenwirkungen, Bericht Nr. I-03/2003 Haus 2002-16-679 vom 9.9.2003, erstellt im Auftrag des BMLFUW.
- <http://www.ZAMG.ac.at>: Klima-Monatsübersicht, laufend publiziert.
- HÜGLIN, C. (2000): Anteil des Strassenverkehrs an den PM10- und PM2.5-Immissionen, Schlussbericht Projekt C4, NFP 41 Verkehr und Umwelt, EMPA Dübendorf.

- IMAD (2003): Mobilitätsanalyse 2002/2003 Innsbruck Stadt und Umlandgemeinden – Kurzbericht, Im Auftrag der Magistratsabteilung III, Verkehrsplanung, Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Gesamtverkehrsplanung, Innsbruck 2002/2003.
- INNSBRUCK (1998): Energie- und Emissionsbilanz der Stadt Innsbruck (1998), im Rahmen des Umweltplans Innsbruck, erstellt von ENERGIE TIROL und der Arbeitsgruppe Energie.
- JOHANSSON, C. (2003): Source contributions of PM in Sweden — implications for abatement strategies, Beitrag bei dem International Workshop on Air Pollution Abatement Planning in Europe, Berlin, 1-3. April 2003.
- KÖLL, H., BADER, M. und LOIDL, R. (2001): Verkehrsmodell Wörgl – im Auftrag der Stadtgemeinde Wörgl, Stadtbauamt, Wörgl.
- KOUMITZIS, H. & SAMARA, C. (Hrsg.) (1995): Airborne Particulate Matter, Springer Verlag, Berlin.
- KUNZLI, N., et al. (2000): Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *Lancet* 356: 795 – 801.
- LENSCHOW, P., et al (2000): Some ideas about the sources of PM10. *Atmospheric Environment* 35 Suppl. no 1 (2001) S23-33.
- LOHMEYER, A. & DÜRING, I. (2001): Validierung von PM10-Immissionsberechnungen im Nahbereich von Strassen und der Quantifizierung der Feinstaubbildung von Strassen, Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer. Karlsruhe und Dresden.
- LOHMEYER, A. et al. (2003): Feinstaub und Schadstoffbelastungen in der Göttinger Straße, Hannover, Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer. Karlsruhe und Dresden., Projekt 1847.
- LOIBL, W. & ORTHOFER, R. (1999): Modelling the regional exposure of the Austrian population to NO₂, TSP and PM10, Austrian Research Centers, OEFZS-S-0007.
- LOIBL, W. & ORTHOFER, R. (2001): From National Emission Totals to Regional Ambient Air Quality Information for Austria *Advances in Environmental Research*. Vol 5, pp. 395-404.
- LONDON (2002): Cleaning London's air: The Mayor's Air Quality Strategy, Greater London Authority, London 2002 (http://www.london.gov.uk/mayor/strategies/air_quality/index.jsp).
- MOROWSKA, L. (2002): Combustion sources of particles. 1. Health relevance and source signatures, *Chemosphere* 49, S1045-1058.
- PISCHINGER, R. (2000): Emissionen des Off-Road-Verkehrs im Bundesgebiet Österreich für die Bezugsjahre 1990 bis 1999, Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik, TU-Graz, Bericht Nr. Pi-67/2000 Haus-10/679.
- PITTERMANN, R. (2002): Ermittlung von Basisemissionsdaten des dieselbetriebenen Schienenverkehrs, Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben 299 43 111, WTZ Roßlau GmbH.
- PUTAUD, J.-P., et al (2002): A European Aerosol Phenomenology. European Commission (EUR 20411 EN).
- PUXBAUM H. (2002): Quellenanalyse PM10-Belastung in Wien, Pilot-Studie, Projekt MA22-6973/2001
- PUXBAUM H. (2003): Quellenanalyse PM10 Endbericht, Projekt MA22-1017/2002
- PUXBAUM, H und TENZE-KUNIT, M (2003): Size distribution and seasonal variation of atmospheric cellulose, *Atmospheric Environment* 37 (2003) 3693–3699.
- RAUTERBERG-WULFF, A. (1998): Beitrag des Reifen- und Bremsenabriebs zur Rußemission an Straßen, Fortschrittsberichte VDI Reihe 15 Nr. 202, VDI Verlag, Düsseldorf.
- SAEFL (2003): Modelling of PM10 and PM2.5 concentrations in Switzerland 2000 and 2010, Environmental Documentation No. 169, published by the Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL, Berne, 2003.
- SCHNEIDER, J. (1999): Exposure of the Austrian population to PM10 in 1998. UBA-R-163, Umweltbundesamt Wien.
- SCHNEIDER, J., LORBEER, G. (2002): Inhaltsstoffe von PM10- und PM2,5 an zwei Messstationen, Umweltbundesamt, Wien, 2002.

- SCHNEIDER, J., SPANGL, W. (2002): Analyse der Überschreitungen des IG-L Grenzwerts für Schwebstaub an den Messstellen Wien Liesing, Laaerberg und Rinnböckstraße am 10.12.2001. Umweltbundesamt Wien.
- SCHULZE, E (2002): Diplomarbeit "Räumliche und zeitliche Analyse von kontinuierlichen Luftschadstoffmessungen in Berlin - Einfluss von Regen und Luftfeuchtigkeit auf die PM10- Emission und Immission."
- SEINFELD, J. H. & PANDIS, S. N. (1998): Atmospheric Chemistry and Physics, John Wiley & Sons, New York.
- SPANGL, W (2003c): Erhebung der Schwermetall-Immissionsbelastung im Raum Schwechat und in Leoben Donawitz, Roh-Endbericht (Publikation 2004 vorgesehen). Umweltbundesamt, Wien
- SPANGL, W. & NAGL, C (2003): Staterhebung betreffend Überschreitungen des IG-L Grenzwertes für PM10 und Schwebstaub an der Messstelle Lienz Amlacherkreuzung im Jahr 2001. Studie im Auftrag der Tiroler Landesregierung.
- SPANGL, W. & NAGL, C (2003a): Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2002. Umweltbundesamt, Wien.
- SPANGL, W. & NAGL, C (2003b): Staterhebung betreffend Überschreitungen des IG-L Grenzwertes für PM10 an der Messstelle Klagenfurt Völkermarkterstraße im Jahr 2001. Studie im Auftrag der Kärntner Landesregierung.
- SPANGL, W., & SCHNEIDER, J. (2002): Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2001, Umweltbundesamt, Wien, 2002.
- SPITZER, J. et al. (1998): Endbericht Emissionsfaktoren für feste Brennstoffe, Joanneum Research, Projekt Nr. IEF.95.017, Bericht Nr. IEF-B-07/98.
- SZEDNYI, I. (2003): persönliche Mitteilung, Abteilung Integrierte Anlagentechnologien, Umweltbundesamt, Wien.
- THUDIUM, J. (2001): Bericht. Beiträge zu einer immissionsklimatisch abgestützten Lenkung der Verkehrsströme auf der Inntalautobahn, ökoscience, Zürich
- THUDIUM, J. (2002): Einhaltung der Grenzwerte für das NO₂-Jahresmittel an der Messstelle Vomp: Szenarien der zukünftigen Entwicklung des Schweren Güterverkehrs 2002-2012, ökoscience, Zürich
- THUDIUM, J. (2002a): Immissionsklimatische Analyse der Grenzwertüberschreitungen für NO₂ an der Messstelle Vomp im Dezember 1999 und Szenarien zu deren Vermeidung, ökoscience, Zürich
- TRENKER, C. & HÖFLINGER, W (2001): Endbericht zum Projekt „Quantitative Abschätzung für den Schüttgutumschlag in Österreich, Proj. Nr. NU 55/F-2000, TU-Wien.
- TURPIN, B. J., SAXENA, P., ANDREWS, E. (2000): Measuring and simulating particulate organics in the atmosphere: problems and prospects, Atmospheric Environment 34, p2983-3013.
- TÜV BAYERN (1996): Emissions-/Immissionsbilanz für den Großraum Hall/Tirol unter besonderer Berücksichtigung der NO_x-Emissionen der Tiroler Röhren- und Metallwerke AG
- UMWELTBUNDESAMT (1998): Keller M., Hausberger St., „Handbuch der Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs in Österreich“, Version 1.1A, Umweltbundesamt Wien, 1998.
- UMWELTBUNDESAMT (1999): Stand der Technik in der Sekundärkupfererzeugung im Hinblick auf die IPPC-Richtlinie, Umweltbundesamt Wien, 1999.
- UMWELTBUNDESAMT (2002): Durchführung eines Risikovergleiches zwischen Dieselmotoremissionen und Ottomotoremissionen hinsichtlich ihrer kanzerogenen und nicht-kanzerogenen Wirkungen, Forschungsbericht 297 61 001/01 UBA-FB 99-033, Umweltbundesamt Berlin.
- UMWELTBUNDESAMT (2003): Luftschadstofftrends in Österreich 1980 – 2001. Umweltbundesamt, Wien.
- VERGEINER, I. (1983): Dynamik alpiner Windsysteme. Universität Innsbruck

- WATSON, J.G. & CHOW, J. C. (2000): Reconciling Urban Fugitive Dust Emissions Inventory and Ambient Source Contribution Estimates: Summary of Current Knowledge and Needed Research, DRI Document No. 6110.4F.
- WHO (2002): World health report 2002. Geneva, World Health Organisation.
- WHO (2003): Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide. Kopenhagen, WHO Europe.
- WILSON, R. & SPENGLER, J. (1996): Particles in Our Air: Concentrations and Health Effects, Harvard University Press.
- WINIWARTER, W., TRENKER, C., HÖFLINGER, W., (2001): Österreichische Emissionsinventur für Staub; Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes, ARC-S-0151.
- ZAMG: Wettermeldungen aus Österreich, laufend publiziert.

Anhang 1: Tagesmittelwerte der PM10-Konzentration in Nordtirol, 2002Angaben in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Datum	Brixlegg	Hall	Innsbruck Reichenau	Innsbruck Zentrum	Vomp a.d.L.	Wörgl	Vomp A12	Gärber- bach	Imst	Kufstein
01.01.02	48	72	82	84	40	52	37	30		38
02.01.02	25	50	83	88	38	37	30	24		28
03.01.02	40	56	56		52	41	45	31		36
04.01.02	65	62	109		59	44	57	34		36
05.01.02	59	72	116	88	63	47	53	33		39
06.01.02	62	58	103	90	61	60	56	27		39
07.01.02	57	81	104	97	64	57	61	40		46
08.01.02	50	86	146	134	67	57	66	39		44
09.01.02	75	90	139	117	76	74	81	39		62
10.01.02	80	91	113	110	77	78	83	36		65
11.01.02	76	85	119	99	87	80	79	38		57
12.01.02	132	91	115	100	97	82	90	54		60
13.01.02	98	62	99	80	58	100	56	33		77
14.01.02	34	42	71	72	43	24	42	30		28
15.01.02	49	82	126	83	67	52	66	44		37
16.01.02	65	90	173	125	84	60	84	51	80	56
17.01.02	77	89	136	96	89	83	86	46	78	88
18.01.02	53	82	128	85	70	57	65	35	81	48
19.01.02	58	86	138	92		75		53	76	60
20.01.02	56	65	95	75		64		35		52
21.01.02	34	63	72	64		51		33		35
22.01.02	27	39	60	78		30	34	35	56	26
23.01.02	36	39	41	50	36	49	39	16	73	38
24.01.02	56	34	64	52	34	54	30	14	71	38
25.01.02	41	46	54	47	40	37	34	24	43	27
26.01.02	32	45	57	46	41	44	38	28	54	26
27.01.02	39	37	25	23	41	52	33	17	28	29
28.01.02	21	33	40	47	29	34	24		33	22
29.01.02	20	43	103	66	36	24	29	34	45	20
30.01.02	32	68	131	95	61	38	57	38	58	39
31.01.02			120	107	81			53	69	49
01.02.02	53	80	98	122	71	67	65	44	62	50
02.02.02	34	55	63	74	51	43	47	31	48	33
03.02.02	21	20	16	20	22	49	25	9	42	31
04.02.02	44	101	76	102	61	43	57	33	62	50
05.02.02	44	92	93	112	65	42	62	48	93	46
06.02.02	66	50	40	46	59	56	51	37	61	39
07.02.02	19	21	28	27	25	17	22	21	18	16
08.02.02	18	31	38	38	29	21	25	18	21	21
09.02.02	24	31	40	38	39	27	35	26	38	24
10.02.02	10	15	15	17	17	19	14	14	18	11
11.02.02	20	43	58	51	31	28	28	23	30	26
12.02.02	37	60	74	58	49	37	42	27	45	35
13.02.02	40	68	64	63	50	39	45	35	66	45
14.02.02	72	48	54	50	47	44	42	42	70	34

Datum	Brixlegg	Hall	Innsbruck Reichenau	Innsbruck Zentrum	Vomp a.d.L.	Wörgl	Vomp A12	Gärber- bach	Imst	Kufstein
15.02.02	62	34	33	37	40	37	36	42	38	30
16.02.02	53	42	35	35	55	51	43	30	36	45
17.02.02	43	29	22	21	31	52	24	16	33	37
18.02.02	42	54	44	43	45	45	37	32	46	38
19.02.02	23	20	18	19	18	17	22	20	30	21
20.02.02	28	21	17	22	27	21	31	12	24	18
21.02.02	16	13	12	12	18	16	14	17	9	13
22.02.02	19	40	34	34	29	16	29	30	26	17
23.02.02	29	32	35	38	36	25	30	31	21	24
24.02.02	7	10	14	9	17	12	15	10	8	10
25.02.02	22	24	28	28	30	21	24	28	15	20
26.02.02	33	40	34	33	42	43	42	19	30	31
27.02.02	44	31	21	23	28	31	28	16	27	24
28.02.02	16	17	21	25	24	18	20	19	17	16
01.03.02	17	26	31	37	26	16	25	29	35	18
02.03.02	23	22	20	22	23	19	18	26	31	18
03.03.02	43	13	16	16	17	15	12	12	9	13
04.03.02	20	30	28	34	27	26	24	26	23	18
05.03.02	28	41	26	27	32	35	27	20	50	27
06.03.02	41	46	30	27	46	51	36	25	54	60
07.03.02	55	30	19	24	40	44	30	18	37	81
08.03.02	55	33	26	32	30	26	24	30	32	45
09.03.02	31	34	31	30	34	32	27	21	33	29
10.03.02	34	22	21	23	20	19	15	21	16	19
11.03.02	24	47	30	28	27	36	21	22		47
12.03.02	37	60	34	35	39	38	30	20	50	
13.03.02	42	58	37	35	43	41	34	25	47	45
14.03.02	42	54	37	39	52	58	43	33	60	50
15.03.02	57	44	36	33	53	71	41	24	47	76
16.03.02	43	39	34	30	44	44	35	28	28	51
17.03.02	41	31	26	25	34	37	29	17	29	30
18.03.02	47	53	33	40	43	38	37	25	45	37
19.03.02	35	38	24	24	39	28	35	23	27	28
20.03.02	15	21	14	25	15	14	16	14	14	9
21.03.02	18	30	17	17	20	21	21	17	21	16
22.03.02	10	9	10	12	13	9	14	11	11	8
23.03.02	10	8	10	9	16	11	17	12	7	11
24.03.02	21	8	10	9	17	9	17	14	8	10
25.03.02	50	15		22	22	18	21	19	15	14
26.03.02	47	24	24	27	29	29	28	23	20	21
27.03.02	69	28	25	36	35	34	29	31	22	34
28.03.02	39	29	29	35	34	27	30	26	30	27
29.03.02	25	34	32	31	33	23	27	28	33	20
30.03.02	17	26	22	24	28	18	23	17	22	20
31.03.02	32	25	22	20	40	33	31	18	22	27
01.04.02	19	17	17	18	20	15	18	18	22	14
02.04.02	36	33	27	30	39	30	31	27	32	39
03.04.02	39	50	39	46	57	43	47	38	45	41

Datum	Brixlegg	Hall	Innsbruck Reichenau	Innsbruck Zentrum	Vomp a.d.L.	Wörgl	Vomp A12	Gärber- bach	Imst	Kufstein
04.04.02	56	48	41	44	61	56	53	45	49	48
05.04.02	69	48	45	50	60	51	48	45	53	44
06.04.02	69	34	34	42	45	39	35	43	40	35
07.04.02	47	32	31	32	35	36	28	27	29	29
08.04.02	47	36	40	41	48	39	40	44	41	33
09.04.02	74	49	45	52		43	51	51	36	45
10.04.02	67	42	38	50		58	44	45	36	55
11.04.02	33	41	31	31	49	35	38	27	44	37
12.04.02	33	32	26	27	52	32	38	20	33	27
13.04.02	71	29	22	20	43	42	29	19	17	43
14.04.02	28	17	15	15	25	24	18	17	11	
15.04.02	39	10	9	9	15	16	11	10	16	10
16.04.02	19	13	14	23	17	15	17	22		13
17.04.02	21	19	19	23	27	23	22	23		18
18.04.02	19	21	21	20	25	24	23	22	23	18
19.04.02	25	24	20	19	27	21	21	17	26	20
20.04.02	9	7	10	9	13	11	12	10	6	9
21.04.02	23	10	12	13	17	14	14	12	9	13
22.04.02	31	20	20	25	28	21	25	22	19	20
23.04.02	31	28	24	28	32	21	28	27	28	21
24.04.02	9	14	16	18	16	14	20	19	11	11
25.04.02	9	15	16	17	18	14	18	13	16	11
26.04.02	17	22	19	21	23	17	21	19	22	15
27.04.02	11	8	8	9	10	8	7	10	7	8
28.04.02	17	11	12	13	18	12	14	10	13	10
29.04.02	21	18	16	16	23	18	18	18	16	13
30.04.02	15	14	12	15	18		15	17	19	14
01.05.02	24	22	20	24	31		24	24	32	20
02.05.02	28	21	12	13	32		27	19	31	24
03.05.02	29	20	6	7	22	27	18	10	16	22
04.05.02	16	12	12	9	14	9	14	14	7	7
05.05.02	27	8	8	8	10	9	7	11	4	8
06.05.02	20	11	11	13	15	11	12	12	11	10
07.05.02	22	18	13	15	25	17	20	14	20	17
08.05.02	24	31	17	20	38	29	32	25	32	28
09.05.02	22	22	13	15	24	27	19	14	14	24
10.05.02	23	17	12	14	23	20	18	13	19	18
11.05.02	14	14	13	11	18	14	13	12	18	12
12.05.02	12	7	8	5	10	8	7	9	5	7
13.05.02	27	13	15	14	18	11	15	17	25	15
14.05.02	26	25	23	22	27	21	21	26	30	23
15.05.02	22	20	16	19	18	16	17	20	22	16
16.05.02	30	23	20	21	27	23	28	22	30	21
17.05.02	26	33	25	27	37	30	33	27	39	26
18.05.02	27	32	21	22	36	30	29	23	35	29
19.05.02	11	6	6	4	8	10	8	10	4	9
20.05.02	20	9	9	8	13	11	13	13	6	12
21.05.02	17	15	15	17	20	14	17	15	23	13

Datum	Brixlegg	Hall	Innsbruck Reichenau	Innsbruck Zentrum	Vomp a.d.L.	Wörgl	Vomp A12	Gärber- bach	Imst	Kufstein
22.05.02	22	25	25	24	30	23	25	23	29	20
23.05.02	26	29	19	21	29	31	26	22		30
24.05.02	10	10	9	9	13	9	14	14	12	8
25.05.02	12	13	10	10	15	12	13	15	13	8
26.05.02	9	5	4	5	8	7	7	8	5	5
27.05.02	23	11	12	11	12	13	15	12	27	7
28.05.02	6	11	11	12	15	14	16	12	9	8
29.05.02	12	13	12	15	18	14	18	18	15	13
30.05.02	27	13	11	12	16	12	12	15	13	14
31.05.02	32	19	21	20	25	21	24	24	17	20
01.06.02	27	20	21	20	26	24	24	26	18	21
02.06.02	46	21	20	22	22	19	25	24	18	18
03.06.02	49	23	22	24	29	21	25	23	26	15
04.06.02	22	18	15	17	21	22	20	21	12	18
05.06.02	29	29	19	23	36	37	35	24	35	31
06.06.02	18	19	13	14	17	11	19	14	12	9
07.06.02	7	11	12	10	16	9	17	15	19	9
08.06.02	15	10	11	10	16	13	14	15	10	11
09.06.02	14	8	8	8	12	10	12	13	7	12
10.06.02	13	10	8	10	12	8	13	14	13	8
11.06.02	18	16	11	13	17	13	13	15	12	11
12.06.02	24	21	22	17	24	19	21	20	16	19
13.06.02	25	26	21	19	30	25	25	20	25	19
14.06.02	29	25	21	24	31	26	26	21	22	22
15.06.02	23	26	23	23	37	29	22	25	23	28
16.06.02	18	22	22	20	23	22		22	21	20
17.06.02	31	33	33	32	40			33	33	31
18.06.02	46	47	44	47	56	56	51	47	49	50
19.06.02	61	53	51	52		57	54	48	53	56
20.06.02	40	37	32	39		45	38	36	36	42
21.06.02	24	28		30	36	30	29	25	30	27
22.06.02	24	29		27	32	25	28	31	23	25
23.06.02	31	32	32	34	38	41	31	32	25	39
24.06.02	23	17	17	20	22	22	22	22	21	19
25.06.02	28	16	20	28	22	21	23	22	19	18
26.06.02	34	21	24	47	26		24	24	20	18
27.06.02	30	27	25	31	31	28	26	26	22	26
28.06.02	16	15	14	31	19	16	21	21	12	13
29.06.02	19	11	15	15	16	17	16	16	12	17
30.06.02	25	10	17	18	24	19	20	17	15	19
01.07.02	30	21	19	36	28	28	25	24	24	20
02.07.02	43	33	27	27	35	39	32	27	30	25
03.07.02	27	24	19	23	23	20	22	22	17	15
04.07.02	10	9	8	18	11	7	10	11	10	6
05.07.02	26	22	16	28	24	19	19	16	14	14
06.07.02	19	18	18	16	25	20	20	19	18	13
07.07.02	12	7	7	6	11	8	9	7	6	9
08.07.02	24	22	17	20	23	17	19	19	17	15

Datum	Brixlegg	Hall	Innsbruck Reichenau	Innsbruck Zentrum	Vomp a.d.L.	Wörgl	Vomp A12	Gärber- bach	Imst	Kufstein
09.07.02	27	43	22	25	32	24	26	25	26	25
10.07.02	27	36	24	27	30	23	27	29	21	21
11.07.02	28	11	10	12	14	9	12	15	13	10
12.07.02	30	16	19	21	25	21	21	22	17	14
13.07.02	16	16		15	16	14	17	21	13	10
14.07.02	15	12	12	12	15	10	14	15	8	10
15.07.02	29	16	17	17	23	18	20	20	14	18
16.07.02	19	19	17	16	20	19	18	19	14	19
17.07.02		10	12	17	14	11	16	19	16	9
18.07.02		12		11	13	9	14	18	11	13
19.07.02	26	18		18	21	18	20	21	17	19
20.07.02	20	21	19	18	25	22	21	21	17	18
21.07.02	21	20	19	19	27	23	20	22	20	17
22.07.02	25	17	15	18	17	17	18	23	14	17
23.07.02	30	22	21	22	25	24	22	24	19	19
24.07.02	24	23	24	23	25	22	23	26	20	19
25.07.02	11	10	11	11	14	9	16	17	9	9
26.07.02	13	15	14	16	19	13	20	19	12	12
27.07.02	12	14	13	15	15	10	14	18	13	12
28.07.02	14	11	10	11	14	11	12	13	12	11
29.07.02	20	19	18	18	23	21	21	20	20	17
30.07.02	20	15	16	16	27	21	20	17	13	20
31.07.02	21	15	15	16	22	19	20	20	18	18
01.08.02	27	14	13	15	18	16	17	17	12	13
02.08.02	18	11	10	12	12	12	14	17	9	10
03.08.02	16	17	17	16	19	18	20	22	16	14
04.08.02	13	8	10	9	11	9	12	13	8	8
05.08.02	26	13	14	15	13	13	15	21	9	11
06.08.02	12	15	15	14	15	13	18	14	12	11
07.08.02	11	11	11	11	12	12	17	18	10	12
08.08.02	22	14	14	15	14	14	16	19	14	13
09.08.02	19	19	23	22	20	19	23	24	18	17
10.08.02	11	17	13	13	17	14	19	13	10	12
11.08.02	6	6	7	5	10	4	9	7		5
12.08.02	6	9	9	9	9	9	12	13		8
13.08.02	11	14	14	13	15	13	16	18	13	12
14.08.02	24	23	20	20	21	23	22	27	17	20
15.08.02	18	17	17	16	16	17	17	18	13	16
16.08.02	24	19	20	19	20	20	22	23	18	18
17.08.02	23	20	20	19	22	18	22	22	16	20
18.08.02	20	19	18	19	19	17	19	19	14	19
19.08.02	21	21	20	20	21	20	23	21	28	17
20.08.02	29	23	22	22	25	30	27	21	25	22
21.08.02	10	11	12	12	13	9	16	16	13	8
22.08.02	20	14	15	15	11	13	13	19	12	11
23.08.02	25	20	20	20	17	19	19	22	20	14
24.08.02	16	19	19	18	17	17	18	23	16	14
25.08.02	18	18	17	15	21	17	19	19	18	17

Datum	Brixlegg	Hall	Innsbruck Reichenau	Innsbruck Zentrum	Vomp a.d.L.	Wörgl	Vomp A12	Gärber- bach	Imst	Kufstein
26.08.02	22	27	23	20	28	25	28	20	27	23
27.08.02	24	21	23	19	22	25	23	17	20	18
28.08.02	26	14	17	24	13	14	17	21	13	12
29.08.02	15	14	14	16	14	17	17	22	17	17
30.08.02	25	24	22	23	26	28	27	25	19	26
31.08.02	25	27	24	22	27	31	27	22	20	30
01.09.02	17	19	16	14	18	16	20	19	13	13
02.09.02	28	12	12	13	14	14	15	16	10	15
03.09.02	26	21	19	20	21	19	23	20	19	18
04.09.02	30	26	22	22	28	26	28	23	24	20
05.09.02	18	18	14	14	17	19	18	18	14	13
06.09.02	22	20	19	19	19	24	22	25	19	16
07.09.02	19	14	18	19	20	22	22	21	16	19
08.09.02	12	14	12	12	15	10	16	15	9	12
09.09.02	20	21	17	16	21	22	23	20	19	14
10.09.02	10	13	13	15	14	11	18	19	14	8
11.09.02	27	17	16	20	17	16	21	20	13	14
12.09.02	31	23	23	24	19	20	24	29	18	23
13.09.02	44	29	31	31	33	32	33	32	25	29
14.09.02	34	35	31	32	34	34	34	33	25	31
15.09.02	17	16	17	17	19	14	19	20	16	16
16.09.02	17	18	16	19	14	13	16	15	15	13
17.09.02	29	20	20	23	20	21	21	21	24	15
18.09.02	22	27	23	23	24	25	25	23	28	20
19.09.02	27	41	36	37	39	35	40	31	31	29
20.09.02	19	27	27	25	27	25	29	28	17	19
21.09.02	20	18	17	17	21	21	22	21	9	19
22.09.02	25	16	17	16	19	16	19	20	8	16
23.09.02	17	12	13	13	14	10	17	16	9	10
24.09.02	11	7	9	10	9	7	11	12	7	8
25.09.02	36	10	13	14	12	16	16	18	10	13
26.09.02	12	21	22	20	20	18	23	21	12	14
27.09.02	11	20	18	21	19	15	23	21	15	13
28.09.02	18	11	14	13	13	15	15	16	11	13
29.09.02	16	16	18	14	15	16	17	16	11	12
30.09.02	16	26	24	23	24	21	23	20	26	16
01.10.02	16	33	30	26	26	24	26	23	26	18
02.10.02	19	37	34	33	32	30	31	22	33	19
03.10.02	27	40	36	31	40	37	38	25	35	29
04.10.02	28	39	38	36	39	27	39	35	29	25
05.10.02	19	18	17	17	16	20	18	18	12	15
06.10.02	16	16	20	18	18	17	19	18	9	14
07.10.02	27	12	14	13	13	13	15	18	15	12
08.10.02	27	23	24	19	18	20	21	19	20	14
09.10.02	26	35	29	25	34	33	34	24	32	21
10.10.02	42	33	24	26	37	32	36	23	36	29
11.10.02	35	22	29	26	23	23	26	30	26	20
12.10.02	25	9	12	10	11	13	12	18	14	12

Datum	Brixlegg	Hall	Innsbruck Reichenau	Innsbruck Zentrum	Vomp a.d.L.	Wörgl	Vomp A12	Gärber- bach	Imst	Kufstein
13.10.02	17	15	15	15	15	14	16	16	13	12
14.10.02	26	27	30	30	27	26	27	25	28	21
15.10.02	34	40	42	37	37	42	37	36	36	27
16.10.02	24	30	25	24	34	38	32	20	22	27
17.10.02	28	11	16	16	15	22	15	21	21	15
18.10.02	13	13	14	15	15	13	17	14	12	9
19.10.02	12	17	17	14	15	14	15	16	27	11
20.10.02	16	18	18	19	17	17	20	14	21	14
21.10.02	25	28	19	16	25	48	23	12	50	27
22.10.02	32	25	29	29	24	32	23	20	36	26
23.10.02	21	26	21	14	24	24	25	15	26	16
24.10.02	12	17	20	19	18	19	18	19	20	13
25.10.02	18	25	24	20	24	28	24	21	27	19
26.10.02	15	16	15	10	14	13	12	10	13	14
27.10.02	15	20	16	13	17	20	16	11	18	14
28.10.02	12	15	18	11	15	13	15	14	25	13
29.10.02	22	40	35	29	31	32	30	23	37	22
30.10.02	45	53	57	48	44	66	39	29	43	37
31.10.02	32	52	52	41	40	43	38	36	41	37
01.11.02	27	35	42	29	32	36	28	21	36	28
02.11.02	28	43	48	39	36	29	35	33	25	27
03.11.02	16	19	18	14	18	19	17	15	15	10
04.11.02	12	10	12	12	12	10	16	19	11	8
05.11.02	29	12	16	14	14	18	15	17	14	14
06.11.02	23	26	32	28	24	27	27	28	30	23
07.11.02	19	28	32	29	33	33	38	23	39	18
08.11.02	20	29	28	27	20	28	23	30	20	18
09.11.02	14	18	18	16	15	24	17	14	16	12
10.11.02	17	12	14	11	12	13	13	14	10	10
11.11.02	13	19	20	18	16	15	16	14	14	9
12.11.02	21	33	28	21	28	39	27	22	24	20
13.11.02	40	57	34	28	56	55	49	21	39	32
14.11.02	34	14	11	14	17	47	17	13	34	20
15.11.02	14	18	11	11	22	31	20	13	34	23
16.11.02	43	79	78	69	53	30	51	56	20	26
17.11.02	15	21	20	15	21	20	19	14	15	12
18.11.02	22	24	26	24	28	26	28	21	21	22
19.11.02	20	19	23	20	18	21	19	19	21	13
20.11.02	21	27	21	20	22	29	23	17	23	15
21.11.02	52	13	8	11	30	67	28	7	47	31
22.11.02	33	22	23	19	32	31	32	20	27	17
23.11.02	13	20	18	16	18	20	18	16	20	10
24.11.02	31	15	7	8	23	37	20	4	28	21
25.11.02	26	12	9	9	13	45	12	11	28	23
26.11.02	39	33		33	35	42	32	28	35	29
27.11.02	39	60	62	54	49	63	48	40	38	32
28.11.02	40	60	47	34	48	38	44	29	38	29
29.11.02	38	34	37	36	34	27	31	39	30	21

Datum	Brixlegg	Hall	Innsbruck Reichenau	Innsbruck Zentrum	Vomp a.d.L.	Wörgl	Vomp A12	Gärber- bach	Imst	Kufstein
30.11.02	16	20	25	24	20	19	20	22	16	17
01.12.02	18	23	21	20	20	25	19	18	21	13
02.12.02	28	30	29	27	20	27	19	21	25	20
03.12.02	23	18	23	23	19	24	23	16	18	15
04.12.02	22	33	37	33	28	32	33	29	20	21
05.12.02	44	37	39	42	35	34	40	35	29	27
06.12.02	50	31	35	33	28	24	31	29	27	23
07.12.02	34	18	21	21	20	33	23	23	17	26
08.12.02	69	29	29	25	32	42	31	23	17	41
09.12.02	124	46	53	51	49	56	50	53	35	46
10.12.02	62	58	58	39	51	70	51	25	48	51
11.12.02	67	56	61	54	50	67	50	37	59	54
12.12.02	55	69	36	27	57	67	55	26	71	56
13.12.02	53	83	91	60	59	78	56	37	45	63
14.12.02	45	61	68	43	50	56	47	25	38	50
15.12.02	65	62	69	63	65	65	60	49	45	51
16.12.02	60	81	95	70	73	79	70	47	51	55
17.12.02	36	38	32	31	38	43	39	32	33	32
18.12.02	67	26	26	27	21	29	24	33	21	22
19.12.02	16	36	37	26	30	25	32	26	22	21
20.12.02	16	49	50	36	30	29	33	31	41	22
21.12.02	32	48	54	46	46	45	44	39	44	34
22.12.02	26	37	35	30	36	41	32	22	24	28
23.12.02	22	27	28	29	27	28	25	18	19	18
24.12.02	20	26	43	35	31	29	30	25	24	23
25.12.02	36	31	38	36	37	32	33	24	29	40
26.12.02	24	29	23	21	33	26	30	17	36	
27.12.02	16	17	11	13	18	35	18	8	41	
28.12.02	21	18	18	17	21	28	22	19	36	13
29.12.02	10	12	15	13	13	14	13	12	11	8
30.12.02	23	32	37	34	29	35	26	25	17	27
31.12.02	35	46	56	40	42	43	37	23	17	39

Anhang 2: Grenzwerte gemäß RL 1999/30/EG

Grenzwert für PM10 (Stufe 1) gemäß Anhang II der Richtlinie 1999/30/EG

Schutzziel	Mittelungszeitraum	Grenzwert	Erlaubte Überschreitungen
Menschliche Gesundheit	1 Tag	50 µg/m ³	35
Menschliche Gesundheit	Kalenderjahr	40 µg/m ³	

Toleranzmarge für den Tagesmittelwert: 25 µg/m³ (50% des Grenzwertes) im Jahr 2001, lineare Reduzierung um jeweils 5 µg/m³ mit 1.1. jedes Kalenderjahres bis 0 im Jahr 2005.

Toleranzmarge für den Jahresmittelwert: 8 µg/m³ (20% des Grenzwertes) im Jahr 2001, lineare Reduzierung um jeweils 2 µg/m³ mit 1.1. jedes Kalenderjahres bis 0 im Jahr 2005.

Anhang 3: Beschreibung der Belastungsepisoden

Im folgenden werden jene Tage, während derer im Jahr 2002 in Nordtirol PM10-Konzentrationen über 50 µg/m³ auftraten, genauer dargestellt.

1.1. bis 27.1.2002

Meteorologie:

Großwetterlage: 1.1. Flaches Hochdruckgebiet über Mitteleuropa und den Britischen Inseln, maritime subpolare Luftmasse; am 2.1. Kern über Mitteleuropa, am 3.1. Kern über Südschweden. 3.1. okkludierte Frontalzone von Norden, Einfließen kontinentaler Kaltluft, ab 4.1. sehr stabiles Hochdruckgebiet über Mittel- und Osteuropa. 7.1. Einfließen maritimer Luftmassen von Norden, die Hochdrucklage hält an, wenngleich sich das Zentrum des Hochs ab 10.1. etwas ostwärts (Rumänien/Ukraine) verlagert. 20.1. Okkludierte Frontalzone von Westen mit Niederschlag, bringt maritime subpolare Luftmassen, dann Westwetter; das Auffrischen des Windes im Inntal am 23.1. kennzeichnet das Eindringen wärmerer Luft ins Inntal. Eine Kaltfront, die den Alpenraum von Nordwesten erreichte und mit Niederschlägen verbunden war, führte am 27.1. zu kurzzeitiger Auflösung der bis dahin vorherrschenden bodennahen Inversion.

Die *Temperatur* lag in Innsbruck Anfang Jänner nachts um –13°C und erreichte tagsüber –3°C. Etwas wärmer wurde es zwischen 11. und 14.1. mit Temperaturmaxima von 0 bis 2°C; besonders warm war die Nacht 13./14.1. mit –2°C; dafür dürfte ein Höhentief verantwortlich gewesen sein, das kurzzeitig zu höheren Windgeschwindigkeiten (bis 4 m/s in Jenbach) und Auflösung der Inversion über dem Inntal führte. Von 15. bis 19.1. lag die Morgentemperatur wieder um –10°C, tagsüber wurden um +2°C erreicht. Am 20.1. drehte die großräumige Strömung auf West und brachte etwas wärmere Luft; die Frühtemperatur in Innsbruck stieg auf –2°C, die Tagesmaxima auf um 5°C. Am 23.1. setzte nochmals deutliche Erwärmung ein, die Tagesmaxima stiegen auf um 10°C, die Morgenminima auf 0°C.

Die *Temperaturschichtung* zwischen Innsbruck Flughafen und Sadrach war am 1.1. morgens sowie ab 2.1. abends durchgehend stabil (meist Inversion); zwischen Sadrach und Patserkofel bestand ab 1.1. abends eine stabile Schichtung, die sich jeweils nachts verstärkte und morgens Temperaturdifferenzen bis –6°C erreichte, tagsüber bei Gradienten unter +7°C immer noch stabil blieb. Neutrale Schichtung Flughafen-Sadrach bildete sich am 12.1. nachmittags sowie von 12.1. 23:00 bis 14.1. mittags aus; verantwortlich dafür waren die deutliche Tageserwärmung am Boden und am 13./14.1. der langsame Temperaturrückgang in der Höhe. Die Temperaturschichtung oberhalb von Sadrach labilisierte sich am 14.1. über Mittag. Ab 15.1. herrschte wieder durchgängig Bodeninversion mit leichter mittäglicher Labilisierung am 19. und 20.1. Auch oberhalb von Sadrach hielt sich die stabile Schichtung, ausgenommen kurze Labilisierung am 16., 17. und 20.1. mittags. Besonders deutliche Inversionen bildeten sich in den Nächten 15/16., 18./19. und 19./20.1. Ab 21.1. morgens stellte sich dann zwischen Flughafen und Sadrach nur leicht stabile bis neutrale Schichtung ein, ehe sich am 23.1. abends wieder eine ausgeprägte Bodeninversion bildete, die sich bis 25.1. vormittags hielt. Neutrale Schichtung in Bodennähe bestand bis 26.1. nachmittags, danach bis 28.1. mittags eine Inversion. Die Inversion oberhalb von Sadrach löste sich am 23.10. mittags rasch auf, als die Temperatur im Tal, nicht aber im Gipfelniveau rasch anstieg. Bis 25.1. nachmittags herrschte neutrale bis leicht labile Schichtung, danach wieder stabile Verhältnisse bis 27.1. mittags.

Die Temperaturdaten vom *Kellerjoch* zeigen nachts, v. a. ab 4.1. bis 12./13.1. und von 14./15.1. bis 18./19.1. durchgängig die Ausbildung massiver Bodeninversionen, die am von 9. bis 11.1. sowie am 14./15.1. besonders ausgeprägt waren. Lediglich in der Nacht 13./14.1. sowie tagsüber am 14.1. stellte sich neutrale Schichtung ein. Die Erwärmung 19.1. nach-

mittags führte zur Abschwächung, nicht aber zur Auflösung der Inversionslage. Erst ab 21.1. zeichnet sich neutrale bis labile Schichtung ab, wobei die Temperaturschichtung bis 24.1. abends relativ komplex ist. Die Nacht 25./26.1., vor allem aber 26./27.1. wies wieder eine Bodeninversion auf.

Der Gradient der *Ozonkonzentration* zwischen Inntal, Sadrach und Nordkette deutet ab 2.1. nachmittags auf das weitestgehende Fehlen von Durchmischung der bodennahen Luftschicht hin. Eine gewisse bodennahe Durchmischung könnte es am 3.1. und 6.1. über Mittag gegeben haben. Stärkere vertikale Durchmischung trat von 13. bis 15.1. und ab 18.1. jeweils über Mittag auf sowie in geringerem Umfang in der Nacht 13./14.1.

Der starke Wind, mit dem wärmere Luft ins Inntal eindrang, brachte am 23.1. bis mittags nicht nur eine deutliche Erwärmung, sondern eine völlige Durchmischung der Atmosphäre über Innsbruck, nicht aber über dem unteren Inntal. Ab 24.1. morgens zeigt auch das Ozonprofil über Innsbruck wieder eine sehr stabile Schichtung an. Neuerliche starke vertikale Durchmischung trat dann am 25.1. tagsüber auf. In den Morgenstunden des 27.1. setzte Durchmischung oberhalb von Sadrach ein, die ab 8:00 teilweise auch Innsbruck Reichenau erreichte, im unteren Inntal noch weniger ausgeprägt war. Diese Durchmischung spiegelt kaum eine Labilisierung der Talatmosphäre wieder, sondern ist primär durch den starken Wind (bis 4 m/s in Jenbach, 6 m/s am Flughafen) bedingt.

Im Jänner 2002 fiel in Innsbruck fast kein *Niederschlag*, lediglich am 21.1. 2 mm, am 27.1. 7 mm.

Zur Veranschaulichung des Zusammenhangs zwischen Ausbreitungsbedingungen und PM10-Konzentration wird in Abbildung 66 der Verlauf der Temperatur, in Abbildung 67 der Verlauf der Ozonkonzentration, in Abbildung 68 der Verlauf der PM10-Konzentration, jeweils von 1. bis 5.1. 2002, dargestellt.

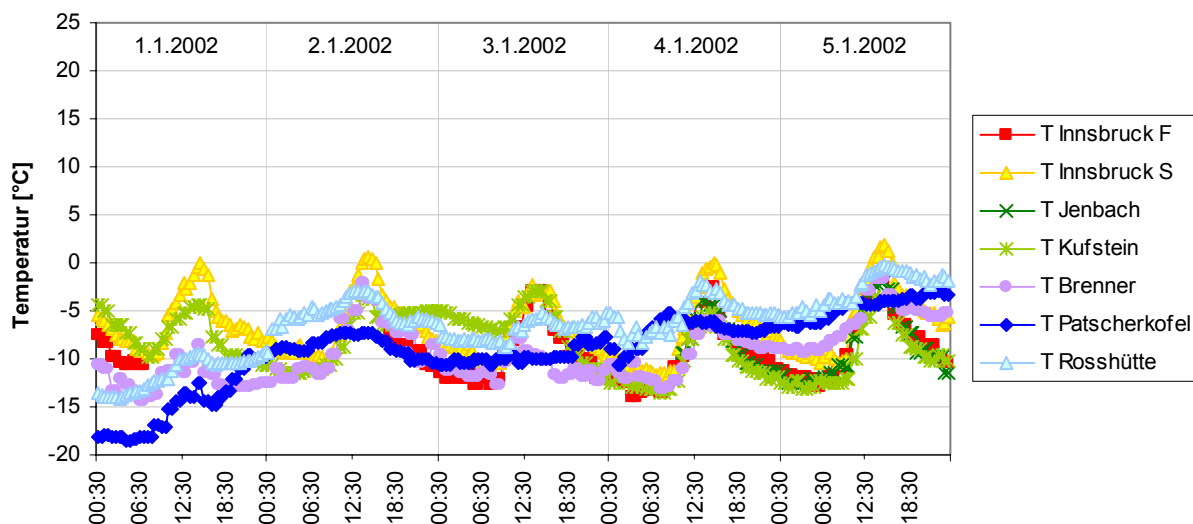


Abbildung 66: Verlauf der Temperatur, 1. – 5.1.2002

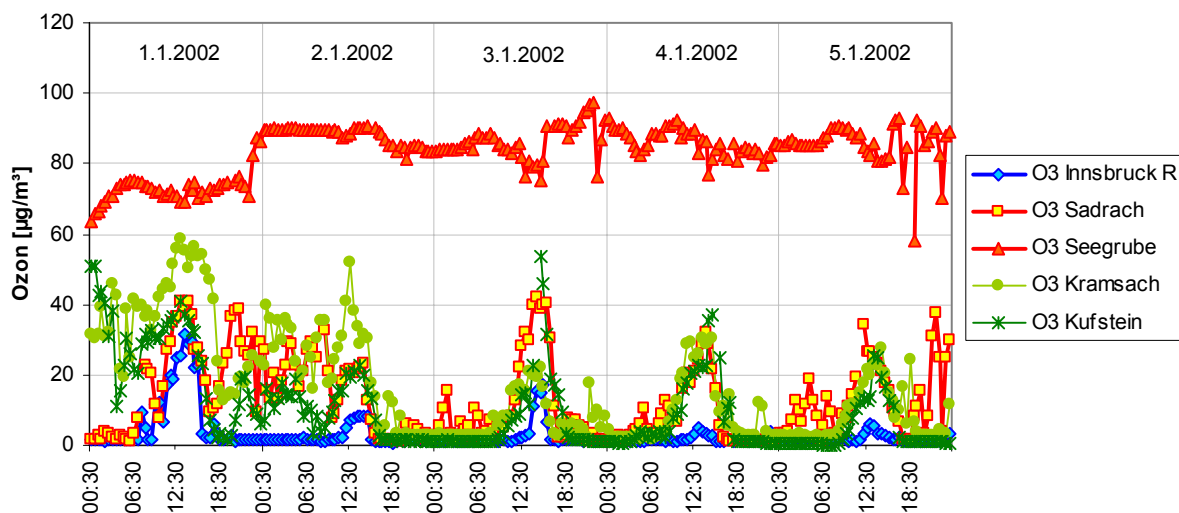


Abbildung 67: Verlauf der Ozonkonzentration, 1. – 5.1.2002

Immission:

Generell liegt an allen Stationen die PM₁₀-Konzentration um 40 bis 50 µg/m³; zeitweise erreicht die PM₁₀-Belastung zwar weitaus höhere Werte, v. a. in Innsbruck, doch ist bereits das Grundniveau im Inntal so hoch, dass es auch bei niedrigen nächtlichen Emissionen die Höhe des Grenzwertes erreicht.

Im Überblick zeigt sich folgendes Grundmuster:

- sehr hohe PM₁₀-Konzentrationen in Innsbruck am Abend an allen Tagen
- hohe PM₁₀-Konzentration am Abend bis spät in die Nacht in Hall
- relativ niedrige PM₁₀-Konzentrationen über Mittag und am Nachmittag in Hall, Brixlegg, Wörgl, Kufstein
- relativ hohe PM₁₀-Konzentrationen am Nachmittag in Vomp

Die hohen PM₁₀-Spitzen in den ersten Stunden des 1.1. an vielen Stationen, v. a. in Innsbruck Reichenau dürften mit Silvesterveranstaltungen oder dem Rückreiseverkehr nach solchen zusammen hängen.

Stark erhöhte PM₁₀-Konzentrationen (Spitzen häufig über 200 µg/m³) traten in Innsbruck am 1.1., 2.1., ab 4.1. täglich abends (ca. 15:00 bis 22:00) auf, in Hall später (bis nach Mitternacht; Spitzen über 100 µg/m³).

Die niedrige PM₁₀-Belastung am 3.1. ist schwer zu interpretieren (möglicherweise etwas bessere Durchmischung – siehe Ozon – bei etwas höheren Windgeschwindigkeiten).

Die günstigeren Ausbreitungsbedingungen (und vermutlich der geringe Verkehr von So/Mo) führten in der Nacht 13./14.1. zu sehr niedriger PM₁₀-Belastung (durchwegs unter 40 µg/m³). Einen Rückgang aller Schadstoffe brachte die Durchmischung der Atmosphäre über dem Inntal von 23.1. mittags (11:00) bis 24.1. morgens; diese Durchmischung setzte Inntalabwärts später ein (Vomp 22:00, Wörgl 1:00). Der starke Wind und die damit verbundene turbulente Durchmischung führten in der Nacht 26./27.1. zu einem Rückgang der Konzentration aller Schadstoffe

In *Innsbruck Reichenau* entspricht bis 5.1. der morgendlichen NO-Spitze nur eine vergleichsweise niedrige PM₁₀-Spitze (bis 80 µg/m³), von 6. bis 9.1. treten morgens PM₁₀-Spitzen bis ca. 200 µg/m³ auf. Am Sa 12.1., sowie ab 14.1. entspricht der morgendlichen

NO- und CO-Spitze keine erhöhte PM10-Konzentration; an diesen Tagen steigt die PM10-Konzentration erst gegen Mittag an; wobei am 15.1. nachmittags kaum ein Rückgang zu beobachten ist.

Nachmittags steigt die PM10-Konzentration zumeist bis zu 2 Stunden früher als NO und CO an (an manchen Tagen auch zeitgleich). Nach einem kurzen Rückgang steigt sie dann parallel zu NO und CO stark an auf Abendmaxima von wochentags meist 200 bis 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Die PM10-Konzentration klingt dann rascher als NO ab. V. a. ab 14.1. zeichnet sich ein relativparalleler Verlauf von CO und PM10 ab.

In *Innsbruck Zentrum* ist eine morgendliche PM10-Spitze kaum ausgebildet; NO erreicht hohe Spitzen (7.1. bis 10.1. über 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Die PM10-Konzentration steigt am Nachmittag – vor NO und CO (außer am 4.1.) – stark an, erreicht an Wochentagen Maxima von 200 bis 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ vor den NO- und CO-Spitzen und sinkt ab ca. 20:00 parallel zu NO und CO rasch ab. Auffällig hoch ist die NO- und PM10-Konzentration am 16.1. vormittags, vermutlich wegen besonders ungünstiger Ausbreitungsbedingungen.

SO₂ zeigt ein Maximum am Morgen und häufig ein Minimum über Mittag, ansonsten nur geringe tageszeitliche Variationen, ungefähr parallel zu NO₂ und CO.

Hall zeigt bis meist eine mäßig ausgebildete PM10-Spitze am Morgen, die sich aber mitunter nur wenig von nächtlich erhöhten Konzentrationen abhebt. Kein Morgenmaximum ist am 12. und 13.1. (Sa, So) zu beobachten. Es folgt ein Minimum über Mittag, das die Folge günstigerer Durchmischung sein dürfte (besonders 11.1., 14.1.), und steigt nachmittags (außer So) parallel zu NO stark an (Maxima 120 bis 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Die PM10-Konzentration sinkt dann über Nacht nur langsam ab, auch die NO-Konzentration geht nur langsam zurück. Anders als in Innsbruck steigt die NO₂-Konzentration morgens stärker an als am Nachmittag.

In *Vomp A12* weist PM10 einen relativ ähnlichen Verlauf wie NO₂ und CO auf, allerdings mit erhöhten Werten über einige Stunden am 4., 5. und 6.1. nachmittags; von 8. bis 12.1. und am 15.1. zeigt sich dann über Nachmittag deutlich erhöhte PM10-Belastung, auch zu Zeiten, in denen die NO₂-, v. a. aber die CO-Konzentration zurückgeht. Parallel zu erhöhter PM10-Belastung steigt allerdings die NO-Konzentration – allerdings fallen die absoluten nachmittäglichen NO-Spitzen von über 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i.d.R. nicht mit den PM10-Spitzen zusammen.

In *Vomp a.d.L.* folgt die PM10-Konzentration ungefähr jener von NO und NO₂; PM10-Spitzen fallen zwar mit erhöhter NO-Konzentration, nicht aber mit den NO-Spitzen (die hier 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ erreichen) zusammen. Am frühen Nachmittag fällt meist die Konzentration aller Schadstoffe, vermutlich infolge verbesserter Durchmischung.

Auffällig sind hohe PM10-Spitzen an beiden Stationen in Vomp am frühen Nachmittag, v. a. 6.1. 10.1., 12.1. (bis 250 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ am 12.1.), die nicht mit NO-Spitzen zusammenfallen, sondern mit erhöhten NO₂-Konzentrationen (allerdings weist PM10 eine viel stärkere Variabilität als NO₂ auf); in mehreren Fällen sinkt PM10 erst später ab als NO₂ (v. a. 10.1.).

Die PM10- und SO₂-Konzentration zeigen in *Brixlegg* einen ähnlichen Verlauf und eine ähnliche Höhe wie an den anderen Messstellen, aber mit vergleichsweise geringen regelmäßigen tageszeitlichen Variationen. Einzelne Spitzen am 4., 6., 24., 25.1. können nur mit lokalen Emissionen erklärt werden; darüber hinaus zeichnen sich keine Einflüsse lokaler Emissionen ab. Am 12.1. fällt in Brixlegg durchwegs durch wesentlich höhere PM10-Konzentrationen als die anderen Messstellen auf, wobei auch SO₂ parallel erhöht war. Da in Brixlegg keine anderen Ausbreitungsbedingungen zu erwarten sind als anderswo, dürften hierfür lokale Emissionen verantwortlich sein. Relativ hoch, vermutlich dank ungünstiger Ausbreitungsbedingungen, war die PM10-Konzentration am 27.1. tagsüber (wie Wörgl).

In *Wörgl* folgt die PM10-Konzentration jener von NO und NO₂, die höchsten Konzentrationen treten über einen längeren Zeitraum am Vormittag (Maximum eher spät) auf, am frühen Nachmittag sinkt die Konzentration (wegen besserer Durchmischung). Auffällig ist die hohe

PM10-Konzentration (90 bis 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) in Wörgl und Kufstein am So 13.1. bis 16:00., und am 17.1. und 27.1. durchgehend tagsüber, sowie in Wörgl am 20.1. (So) vormittags.

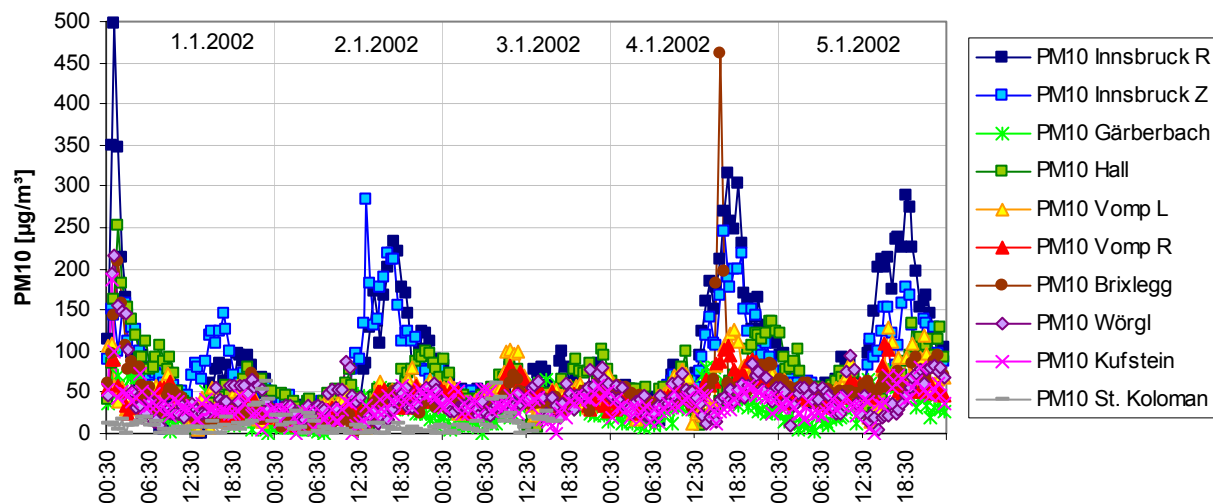


Abbildung 68: PM10-Konzentration, 1. – 5.1.2002

29.1. bis 2.2. 2002

Meteorologie

Großwetterlage: 29.1. Flaches Hochdruckgebiet über dem südlichen Mitteleuropa, Westströmung, maritime subpolare Luftmassen erreichen von Westen Mitteleuropa. Ab 30.1. Verstärkung des Hochdruckeinflusses, kontinental geprägte Luftmasse südeuropäischer Herkunft.

Die *Temperatur* lag in Innsbruck bis 31.1. und am 2.2. morgens um -3°C , am 1.2. bei 0°C , die Tagesmaxima lagen um $+10^{\circ}\text{C}$.

Die *Temperaturschichtung* war täglich von einer Bodeninversion zwischen Innsbruck Flughafen und Sadrach gekennzeichnet, die über Mittag jeweils in neutrale Schichtung überging. Zwischen Sadrach und Patscherkofel bestand fast durchwegs stabile Schichtung, wobei sich nachts Inversionen (besonders stark am 31.1. morgens) ausbildeten und am Nachmittag die Stabilität zurückging; am 1. und 2.2. stellte sich nachmittags neutrale Schichtung ein.

Das Temperaturprofil *Kellerjoch* zeigt in allen Nächten massive Bodeninversionen.

Das Vertikalprofil der *Ozonkonzentration* deutet am 29.1. über Mittag auf leichte Durchmischung hin, stärker am 2.2. über Mittag. Sonst lag die Ozonkonzentration am Boden meist bei null.

Von 29.1. bis 2.2. 2002 fiel in Innsbruck kein *Niederschlag*.

Am 3.2. führte eine Föhnsituation (starker beständiger Südwind auf dem Patscherkofel bis 25 m/s) zur Auflösung der Inversion Sadrach – Patscherkofel, während die Bodeninversion weiter bestand. Das Ozonvertikalprofil zeigt weitestgehend vertikale Durchmischung der Talatmosphäre, bedingt v. a. durch den starken Westwind, der in Innsbruck Flughafen am 3.2. bis 8 m/s, in Jenbach bis 5 m/s erreichte. Im Inntal setzte starke Erwärmung (bis 15°C in Innsbruck, bis 24°C in Jenbach) ein.

Immission

Die vergleichsweise niedrige PM₁₀-Belastung am 28.1. kann mit dem mit Niederschlag verbundenen Frontdurchgang am 27.1. erklärt werden – wengleich das Ozonprofil auf eine scharfe Abtrennung der bodennahen Luftschicht von höheren Niveaus hinweist. Die Temperaturschichtung Flughafen – Sadrach blieb bis 29.1. mittags neutral.

Mit der neuerlichen Ausbildung einer Bodeninversion am 29.1. ab 12:00 stieg in Innsbruck die PM₁₀-Konzentration stark an (Spitzen in Reichenau über 300 µg/m³, im Zentrum über 150 µg/m³), an den anderen Messstellen des Unterinntals stieg sie von Tag zu Tag bis 31.1. schrittweise an (Spitzen von 50 bis 80 µg/m³ am 29.1., knapp über 100 µg/m³ am 30.1., über 130 µg/m³ am 31.1.). Am 1. und 2. ging die PM₁₀-Konzentration wieder etwas zurück, wofür etwas verbesserter Vertikalaustausch (erkennbar am Ozonprofil und der mittäglichen Auflösung der Bodeninversion) verantwortlich war.

Auffallend am PM₁₀-Verlauf in *Innsbruck Reichenau* ist an allen Tagen der – verglichen mit NO und CO – nur sehr schwach ausgeprägte und 1 bis 2 Stunden zeitverzögerte Konzentrationsanstieg am Morgen.

Auch in Innsbruck Zentrum stieg die PM₁₀-Konzentration morgens kaum an – ausgenommen am 31.1. Auffällig sind allerdings am 1. und 2.2. kurzzeitige extreme PM₁₀-Spitzen in Innsbruck Zentrum (über 500 µg/m³ am 1.1., über 400 µg/m³ am 2.1.), die tagsüber auftraten und nicht mit Spitzenkonzentrationen anderer Schadstoffe zusammen fallen.

Am 3.2. sank die Konzentration aller Schadstoffe stark ab, korrespondierend zum Anstiegen der Ozonkonzentration an allen Messstellen im Tal, der bereits am späten Abend des 2.2. einsetzte und ab 3.2. mittags zu fast vollständiger Durchmischung der Talatmosphäre führte. Die PM₁₀-Konzentration sank an allen Messstellen außer Wörgl stark ab (max. TMW 25 µg/m³ in Vomp A12), lediglich in Wörgl blieb die PM₁₀-Konzentration mit einem TMW von 49 µg/m³ hoch. In Kufstein, weniger ausgeprägt in Wörgl und Vomp stieg die PM₁₀-Konzentration (ebenso wie NO_x und CO) ab 16:00 wieder an, als sich hier die Inversion wieder ausbildete (siehe Ozonprofil).

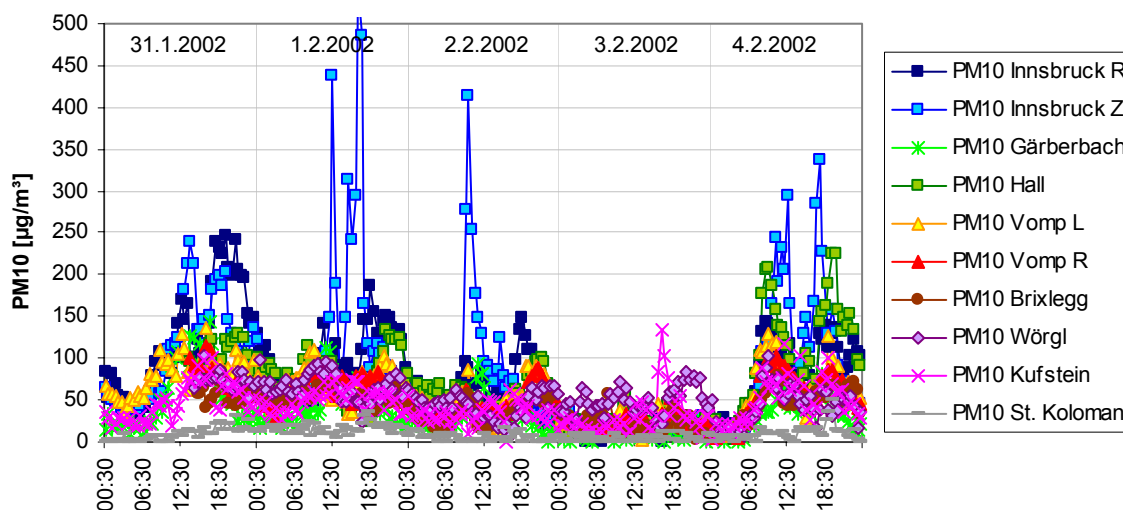


Abbildung 69: PM₁₀ Konzentration 31.1. bis 4.2.2002

4. bis 6.2.2002

Meteorologie

Großwetterlage: Am 4.2. überquerte eine Kaltfront die Alpen, hinter der marine subpolare Luftmassen Mitteleuropa erreichten. Die Alpen lagen ab 4.2. zwischen einem Hochdruckgebiet über Süd- und Südosteuropa und einem Bereich zügiger Westströmung im nördlichen Mittel- und in Westeuropa. Am 6.2. überquerten von Westen eine Warm- und anschließend eine Kaltfront Mitteleuropa, wonach es über Norditalien zu Tiefbildung kam.

Nach dem Nachlassen des Föhns am 3.2. erreichte die *Temperatur* zwischen 4. und 6.2. in Innsbruck Maxima um +10°C und morgendliche Minima um –3°C bis 5.2. In der Nacht 5./6.2. setzte sich Warmluft im Inntal durch, wobei es in der zweiten Nachthälfte zu sehr komplexen Temperaturschichtungen kam. Während sich unmittelbar am Talboden meist kühlere Luft (+2°C) hielt, setzte in höheren Schichten massive Warmluftadvektion ein, wobei in Sadrach bis +11°C erreicht wurden.

Die *Temperaturschichtung* war in Bodennähe bis 5.2. von einer Inversion gekennzeichnet, die sich jeweils über Mittag auflöste. Mit der Warmluftadvektion knapp oberhalb des Talbodens bildete sich ab 5.2. abends eine ganz massive Bodeninversion aus (Temperaturdifferenz Flughafen – Sadrach bis –8°C), die ab 6.2. vormittags in neutrale Schichtung überging. Das Temperaturprofil oberhalb Sadrach wies bis 5.2. ebenfalls eine Inversion mit mittäglicher leichter Labilisierung auf. Die Erwärmung der mittleren Talatmosphäre ab 5.2. mittags bei gleichzeitiger Abkühlung am Patscherkofel führte zu neutraler Schichtung oberhalb von Sadrach bis 8.2. morgens.

Das *Ozonprofil* zeigt nach dem Abflauen des Windes am 4.2. morgens wieder einen deutlichen Vertikalgradienten mit gewissem Austausch am 4. und 5.2. mittags v. a. im unteren Inntal, kaum in Innsbruck. In der Nacht 5./6.2. setzte ab ca. 20:00 in Innsbruck, nicht aber im unteren Inntal vollständige vertikale Durchmischung ein – trotz der meist bestehenden massiven Bodeninversion, aber bedingt durch die hohen Windgeschwindigkeiten (bis 5 m/s) am Flughafen. Mit dem Abflauen des Windes bildete sich ab ca. 8:00 am 6.2. wieder ein starker Vertikalgradient der Ozonkonzentration aus, obwohl die bodennahe Luftschicht fast neutral geschichtet war.

Beginnend im Unterinntal (Kufstein 14:00, Kramsach 18:00) setzte am 6.2. nachmittags wieder vertikale Durchmischung ein, in Innsbruck erst um 21:00. Weshalb in Innsbruck tagsüber kein vertikaler Austausch erfolgte, ist unklar, da das Temperaturprofil in allen Höhen fast neutral war und die Windgeschwindigkeit in Innsbruck ab ca. 14:00 auf über 3 m/s (Ostwind) stieg.

Am 6.2. fielen in Innsbruck 16 mm *Regen*.

Immission

Das Abflauen des Windes und das Ausbleiben vertikalen Austauschs führte ab 4.2. morgens zu einem starken Ansteigen der PM10-Konzentration an allen Messstellen, zusätzlich u.U. bedingt durch erhöhte Emissionen am Montag; ein ähnliches Belastungsbild wies der 5.2. auf.

Am 6.2. ging in Innsbruck und Hall die PM10-Konzentration – dank starken Windes und guter Durchmischung – stark zurück, im unteren Inntal stieg sie gegenüber den Vortagen noch etwas an, besonders in Brixlegg und Wörgl. In Brixlegg traten abends PM10-Spitzen parallel zu SO₂ auf.

Ungewöhnlich sind die hohen morgendlichen PM10-Konzentrationen *in Innsbruck Reichenau und Zentrum*, 1 bis 2 Stunden zeitversetzt zum Ansteigen von NO und CO. Der Rückgang der PM10-Konzentration am 7.2. (bei günstigeren Ausbreitungsbedingungen) war wesentlich

stärker als bei NO, NO₂ und CO. Am 4. und 5.2. fallen v. a. hohe PM10-Spitzen (über 300 µg/m³) in Innsbruck Zentrum auf, die nur teilweise mit NO-Spitzen zusammen fallen.

Außergewöhnlich hoch war die morgendliche PM10-Spitze am 4.2. in Hall (über 200 µg/m³), aber auch (weniger ausgeprägt) in Vomp, ca. 2 h nach dem NO-Anstieg.

Die hohe PM10-Belastung in Wörgl und Kufstein (aber auch Brixlegg und Vomp) am 6.2. vormittags bis mittags kann mit den ungünstigen Ausbreitungsbedingungen im unteren Inntal erklärt werden. Auffällig ist aber, dass die PM10-Konzentration ihr Maximum bereits bei sinkender NO- und NO₂-Konzentration erreichte.

Die relativ günstigen Ausbreitungsbedingungen mit neutraler bis leicht stabiler Schichtung in Bodennähe und mäßigem Vertikalaustausch tagsüber führten von 7. bis 9.2. zu mäßig hoher PM10-Belastung, die durchwegs ein Niveau von 30 bis 40 µg/m³ erreichte. Ein Frontdurchgang am 10.2. morgens mit Windgeschwindigkeiten am Flughafen bis über 10 m/s führte dann zu völliger Durchmischung der Talatmosphäre und einem Sinken der PM10-Belastung unter 20 µg/m³.

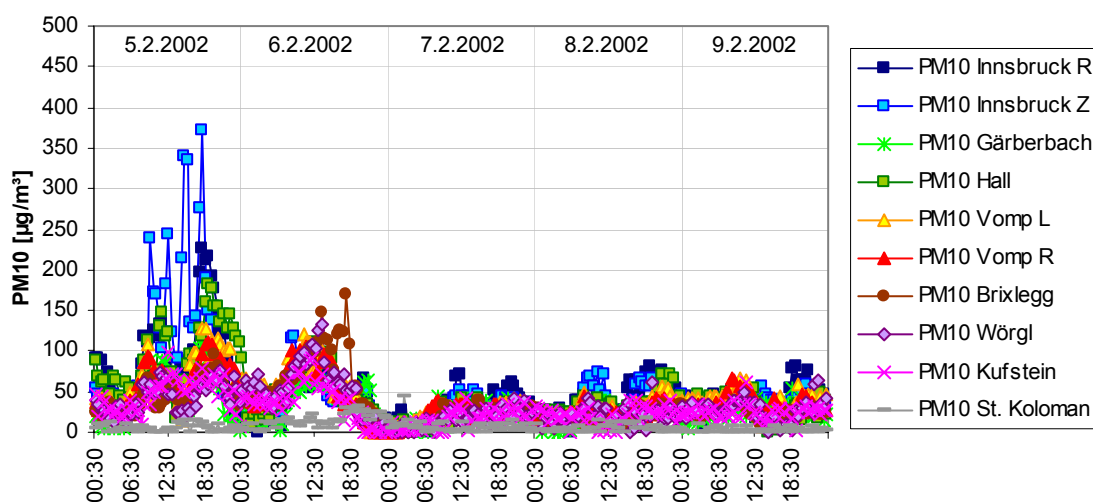


Abbildung 70: PM10 Konzentration, 5.2. bis 9.2.2002

11. bis 18.2. 2002

Meteorologie

Großwetterlage: Bei Westwetterlage überquerte am 11.2. eine Warmfront von Westen Mitteleuropa und brachte maritime Luftmassen subtropischen Ursprungs. Ab 12.2. lag der Alpenraum im Übergangsbereich von Westströmung über dem nördlichen Mitteleuropa und einem Hochdruckgebiet über Süd- und Südwesteuropa. Ein Frontensystem mit Tiefbildung über Frankreich erreichte am 14.2. von Nordwesten die Alpen, damit erreichten maritime Luftmassen polarer Herkunft Mitteleuropa. In der Folge bildete sich ein kräftiges Tief über Norditalien aus, während an der Alpennordseite Ostwind wehte. Der Alpenraum lag ab 16.2. unter schwachem Einfluss eines Hochs, das sich vom nördlichen Mittel- bis Osteuropa erstreckte, während sich das Italien-Tief etwas nach Osten verlagerte. Am 19.2. brachten dann Frontalzonen von Westen maritime Luftmassen und Niederschläge (u. a. an der Alpennordseite, kaum in Innsbruck).

Die täglichen *Temperaturmaxima* stiegen in Innsbruck von 11. bis 13.2. von 12 auf 17°C mit Minima um 0°C. Am bewölkten 14.2. wurden maximal 8°C erreicht, an den folgenden Tagen wieder 11 bis 14°C mit Minima um 0°C.

Die bodennahe *Temperaturschichtung* wies von 11. bis 14.2 (morgens) jeweils Inversionen mit zeitweise neutraler Schichtung über Mittag auf. Von 14.2. morgens bis 16.2. abends bestand durchwegs neutrale Schichtung. Zwischen Sadrach und Patscherkofel bestand zumeist stabile Schichtung, die sich jeweils über Mittag labilisierte. Die besonders starke Erwärmung der Talatmosphäre am 16.2. vormittags führte zu deutlicher Labilisierung oberhalb von Sadrach.

Eine massive Bodeninversion bildete sich am 16.2. ab 21:00, als (mit der Drehung des Windes in Innsbruck von Ost auf West) hier die Temperatur um über 5°C fiel, kaum hingegen in Sadrach.

Der 17.2. brachte über mittags deutliche Labilisierung der bodennahen Luft, in der Nacht 17./18.2. eine leichte Inversion, ab 18.2. morgens annähernd neutrale Schichtung. Ein tagesperiodischer Wechsel stabiler und labiler Schichtung ist auch in höheren Niveaus zu beobachten.

Das *Ozonprofil* zeigt insgesamt deutlich stärkere Durchmischung als im Hochwinter. Mäßiger Vertikalaustausch ist jeweils von 11. bis 13.2. tagsüber zu beobachten. Ab 14.2. morgens stieg bei neutraler Temperaturschichtung in Bodennähe v. a. in Kufstein und Kramsach die Ozonkonzentration an. Die Erwärmung der Talatmosphäre am 16.2. mittags – mit Windgeschwindigkeiten am Flughafen über 5 m/s, am Patscherkofel über 15 m/s – brachte eine weitgehende Durchmischung der Talatmosphäre über Innsbruck, weniger im unteren Inntal. In der folgenden Nacht wurde die Talatmosphäre wieder von höheren Luftschichten abgetrennt; die starken Ozonkonzentrationsvariationen in Innsbruck Reichenau zeigen aber, wie flach die Bodeninversion in Innsbruck war. Starke vertikale Durchmischung brachte dann die Labilisierung am 17. und 18.2. tagsüber und war dann in der Nacht 18./19.2 zu beobachten. Ab 19.2. mittags brachte dann starker Wind (über 10 m/s am Flughafen) bei allgemein neutraler Temperaturschichtung völlige vertikale Durchmischung.

In Innsbruck fiel kein *Niederschlag*.

Immission

Insgesamt wies die PM10-Konzentration zwischen 11. und 19.2. ein, verglichen mit Jänner, nur mäßiges Niveau mit TMW über 50 µg/m³ nur an einem Teil der Messstellen auf. Besonders hoch belastet waren von 11. bis 13.2. die Innsbrucker Messstellen und Hall, während ihre PM10-Belastung sich an den folgenden Tagen kaum von jener im unteren Inntal unterscheidet.

Das Belastungsmuster in *Innsbruck Reichenau* ist von 11. bis 14.2. von vergleichsweise ausgeprägten Morgenmaxima bei PM10 gekennzeichnet. Nachts sinkt die PM10-Konzentration (auch in Hall) relativ langsam ab, wobei auch die NO-Konzentrationen hoch blieben (über 150 µg/m³, bei Morgenspitzen über 300 µg/m³). Neutrale Schichtung der bodennahen Atmosphäre und Windgeschwindigkeiten am Flughafen über 6 m/s ab 12:00 trugen am 16.2. zu relativ niedriger Belastung aller Schadstoffe in Innsbruck bei; ebenso waren von 16.2. mittags bis 17.2. abends die hohen Windgeschwindigkeiten - trotz zeitweise ausgeprägter Bodeninversion – für PM10-Konzentrationen unter 30 µg/m³ verantwortlich.

In Innsbruck Zentrum fallen zwischen 11. und 14.2. relativ späte Morgenmaxima und – v. a. verglichen mit Reichenau – niedrige Konzentrationen in der Nacht auf.

Die Messstellen in Vomp wiesen von 11. bis 14.2. ein ähnliches Belastungsniveau und – muster wie Innsbruck und Hall auf, während Brixlegg, Wörgl und Kufstein – dank günstigerer Ausbreitungsbedingungen – bei allen Schadstoffen deutlich niedrigere Konzentrationen erfassten.

Demgegenüber war die PM10-Belastung in Hall am 17. und 18.2. höher als in Innsbruck, in Vomp, Brixlegg und Wörgl von 15. bis 18.2. Besonders auffällig sind die hohen PM10-Werte am 15.2. tagsüber in *Brixlegg*, die nicht mit SO₂ parallel gehen, sowie in *Wörgl* am 17.2. (So) parallel zu erhöhter NO-Belastung.

Leicht ungünstige Ausbreitungsbedingungen brachten am 18.2. morgens und abends nochmals erhöhte PM10-Belastungen im ganzen Unterinntal. Starker Wind und guter Vertikalaustausch brachten am 19.2. mittags einen Abfall der PM10-Konzentration im ganzen Unterinntal auf um 20 µg/m³ und abends nochmals unter 10 µg/m³.

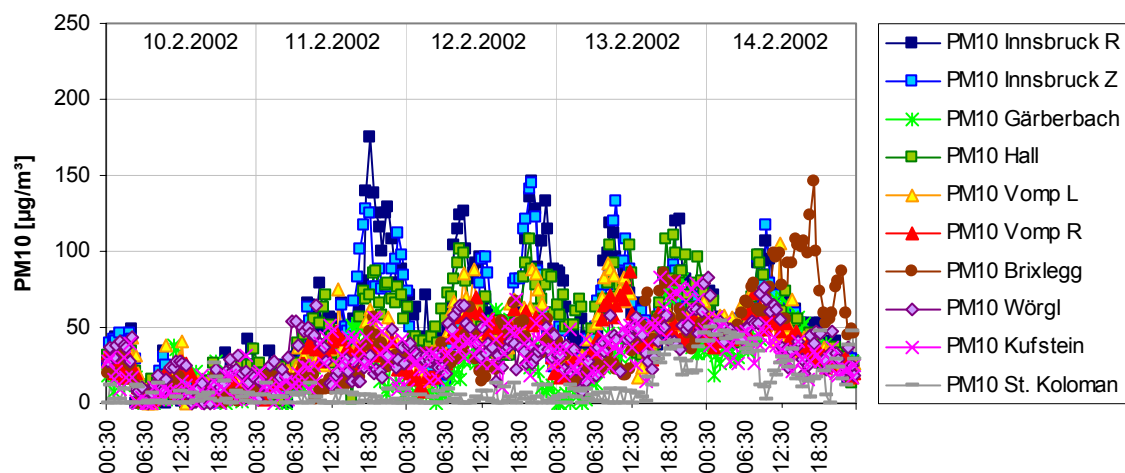


Abbildung 71: PM10 Konzentration, 10.2. bis 14.2.2002

6. bis 8.3. 2002

Meteorologie

Großwetterlage: Am 6.3. lag der Alpenraum zwischen einem flachen Hoch über Mitteleuropa und einem Tiefdruckgebiet über Italien. Mit dessen Abschwächung am 7.3. setzte sich zügige Westströmung durch, wobei einzelne Frontalzonen v. a. im nördlichen Mitteleuropa Niederschläge brachten. Mitteleuropa erreichten maritime Luftmassen subpolaren Ursprungs.

Das Wetter war im Inntal sonnig mit Tageshöchsttemperaturen um 18°C am 6. und 7.3., 15°C am 8.3. Die morgendlichen Minima lagen am 6.3. bei 1°C, danach um 6°C.

Die *Temperaturschichtung* in Bodennähe wies jeweils nachts Inversionen und mittags bis nachmittags neutrale Schichtung auf. Oberhalb von Sadrach herrschte in der Nacht 5./6.3. stabile Schichtung, danach durchwegs neutrale.

Insgesamt war es im Inntal tagsüber relativ windig mit Geschwindigkeiten zeitweise über 10 m/s am Flughafen am 6. und 7.3. nachmittags, wobei meist Ostwind wehte. Nachts flaute der Wind häufig unter 1,5 m/s ab, allerdings war es in der Nacht 6./7.3. in Innsbruck (bis 4 m/s am Flughafen), nicht aber im unteren Inntal, in der Nacht 7./8.3. zeitweise in Jenbach und Kufstein (nicht in Innsbruck) sehr windig (bis 6 m/s in Jenbach).

Das *Ozonprofil* zeigt tagsüber im ganzen Inntal gute vertikale Durchmischung der Talatmosphäre. Ab 6.3. morgens deutet die hohe Ozonkonzentration in Sadrach durchwegs auf mäßigen bis guten Vertikalaustausch hin. In der Nacht 6./7.3. blieb auch in Innsbruck Reichenau – dank starken Windes die Ozonkonzentration hoch. In der Nacht 7./8.3. lag

Innsbruck Reichenau in der Bodeninversion, Kramsach und Kufstein aber darüber, wofür zumindest teilweise der meist starke Wind verantwortlich sein dürfte (vielleicht aber auch die nur sehr niedrige Inversionshöhe; Kufstein und Kramsach liegen leicht erhöht). Ab 8.3. abends bildete sich wieder eine Inversion aus.

In Innsbruck fiel von 4. bis 18.3. *kein Regen*.

Immission

PM10-TMW über 50 µg/m³ traten in Brixlegg, Wörgl und Kufstein (wie in Imst – außerhalb des Untersuchungsgebietes) auf, nicht aber zwischen Innsbruck und Vomp.

In Innsbruck und Hall blieb die Konzentration aller Schadstoffe, von wenig markanten morgendlichen Maxima abgesehen, ungewöhnlich niedrig; dies kann – trotz der ungünstigen nächtlichen Ausbreitungsbedingungen – mit der relativ guten Durchmischung dank starken Windes erklärt werden.

Ungünstiger waren offenkundig die Ausbreitungsbedingungen in Vomp bis 7.3. morgens mit hohen morgendlichen und abendlichen PM10-, NO- und CO-Spitzen. Danach war die Konzentration bis 8.3. abends niedrig.

In Brixlegg traten ebenfalls am 6.3. deutliche Abend- und Morgenspitzen auf, doch stieg die PM10-Konzentration ab 7.3. morgens stark an, wobei am 7. und 8.3. höhere Spitzen – parallel zu SO₂ mit einem max. HMW von 132 µg/m³ - austraten. Während in Brixlegg am 8.3. die PM10-Konzentration anstieg, waren in Wörgl und Kufstein der 6. und 7.3. höher belastet. Dafür dürften die im Ozonvertikalprofil klar erkennbaren ungünstigeren Ausbreitungsbedingungen verantwortlich gewesen sein.

Auffällig sind einzelne PM10-Spitzen in Kufstein am 6.3. nachmittags, am 7.3. über den ganzen Tag verteilt sowie am 8.3. nachmittags, die am 7.3. zu einem TMW von 60 µg/m³ führten. Diese Spitzen fallen nicht mit erhöhten Konzentrationen anderer Schadstoffe zusammen und müssen durch spezifische lokale PM10-Emissionen bedingt gewesen sein. In Hinblick auf den starken Wind käme lokale Aufwirbelung in Frage (die allerdings an anderen Messstellen nicht beobachtet wurde).

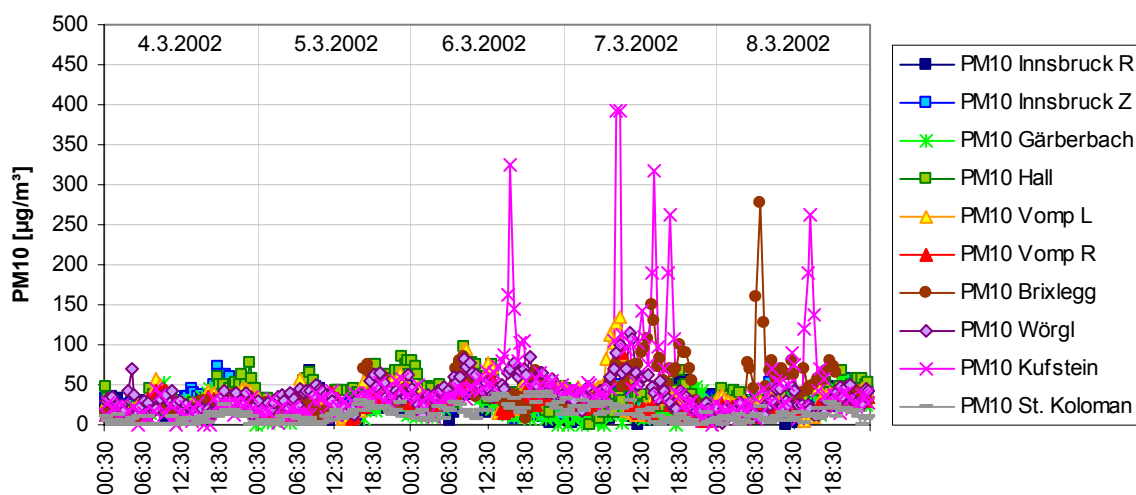


Abbildung 72: PM10 Konzentration, 4.3. bis 8.3.2002

12. bis 16.3. 2002

Meteorologie

Großwetterlage: Ab 12.3. lag der Alpenraum am Westrand eines Hochdruckgebietes, das sich bis Südrussland erstreckte, im Bereich kontinentaler Luftmassen; über dem Alpenvorland herrschte stabile Temperaturschichtung. Am Abend des 14.3. erreichte von Nordwesten eine okkludierte Frontalzone den Alpennordrand und blieb hier liegen. In den folgenden Tagen verstärkte sich der Hochdruckeinfluss wieder (Kern des Tiefs über der Ostsee).

Die Tageshöchsttemperatur lag in Innsbruck bei 17 bis 20°C, die Morgentemperatur bei 0 bis 3°C.

Die bodennahe Temperaturschichtung wies bis 14.3. stets nachts eine ausgeprägte Inversion, mittags bis nachmittags neutrale Schichtung auf. In der Nacht 14./15.3. blieb die Schichtung neutral – bedingt durch das Eintreffen der o.g. Kaltfront und starken Wind (bis 8 m/s am Flughafen); die Nacht 15./16.3. wies wieder eine Inversion auf. Zwischen Sadrach und Patscherkofel stellte sich durchgehend nachts stabile, tagsüber labile Schichtung ein.

Der Verlauf der Ozonkonzentration zeigt in Kramsach und Kufstein jeweils tagsüber gute vertikale Durchmischung und bis 13./14.3. nachts das Ausbleiben von Vertikalaustausch. In der Nacht 14./15.3. blieb die Ozonkonzentration länger hoch, sank allerdings in der zweiten Nachthälfte auch gegen null ab. Die – erst ab 14.3. verfügbaren – Ozondaten von Innsbruck Reichenau zeigen, dass hier fast die ganze Nacht praktisch völlige Durchmischung der Talatmosphäre vorherrschte und erst am Morgen eine Inversion den Vertikalaustausch unterband. Die Nacht 15./16.3. wies wieder einen starken Vertikalgradienten der Konzentration auf.

In Innsbruck fiel von 4. bis 18.3. *kein Regen*.

Immission

TMW über 50 µg/m³ traten von 12. bis 14.3. in Hall, am 14. und 15.3. in Vomp a.d.L. und Wörgl, am 15. und 16.3. in Kufstein auf.

Außergewöhnlich hoch war die PM10-Konzentration in Trostberg - mit einem TMW von 109 µg/m³ am 16.3. – sowie in St. Koloman, wo am 15. und 16.3. mit 79 bzw. 68 µg/m³ die höchsten bisher gemessenen TMW auftraten. Die hohe PM10-Belastung in St. Koloman – parallel zu außerordentlich hoher NO₂-Konzentration – war jedenfalls die Folge der großräumigen Hebung hoch belasteter Luft aus dem Alpenvorland bis in Höhen von 1000 m, die von der am 14./15.3. eintreffenden Kaltfront ausgelöst wurde.

Das Belastungsbild in Kufstein von 14. bis 16.3. mit relativ gleichmäßig erhöhten PM10-Werten bei vergleichsweise niedrigen Konzentrationen aller anderen Schadstoffe sowie der auch nachts anhaltende, zeitweise recht starke Nordostwind (über 3 m/s) deuten darauf hin, dass hier die PM10-Konzentration wesentlich durch Transport aus dem Alpenvorland bestimmt wurde.

Auch in Wörgl deutet die hohe PM10-Belastung bei günstigen Ausbreitungsbedingungen von 14. bis 16.3. auf Transport aus dem Alpenvorland hin. Hier traten allerdings v. a. am 14. und 15.3. morgens bei ungünstigen Ausbreitungsbedingungen hohe PM10- und NO-Spitzen auf.

Die hohe PM10-Belastung, die von 12. bis 15.3. in Innsbruck, Hall, Vomp und Brixlegg beobachtet wurde, wurde primär von den Ausbreitungsbedingungen gesteuert. An allen Messstellen fallen hohe Morgen- und Abendspitzen parallel zu solchen bei NO, NO₂ und CO auf.

Anders als bei winterlichen Belastungsepisoden war die Morgenspitze bei PM10 durchwegs höher als jene am Abend. Während in Innsbruck die Konzentration aller Schadstoffe nachts

rasch zurück ging, blieb sie in Hall bei allen Schadstoffen relativ hoch. Als durchaus auffällig sind die PM10-Konzentrationsunterschiede zwischen Vomp adL und Vomp A12 zu bezeichnen; v. a. die Morgenspitze fiel in Vomp adL wesentlich ausgeprägter aus als direkt an der Autobahn, wo die Konzentration abends auch nur wenig anstieg. Auffällig ist hier, dass die PM10-Morgenspitze bereits bei fallenden NO-Konzentrationen auftrat und PM10 den Anstieg von NO und NO₂ am Nachmittag kaum mitmacht.

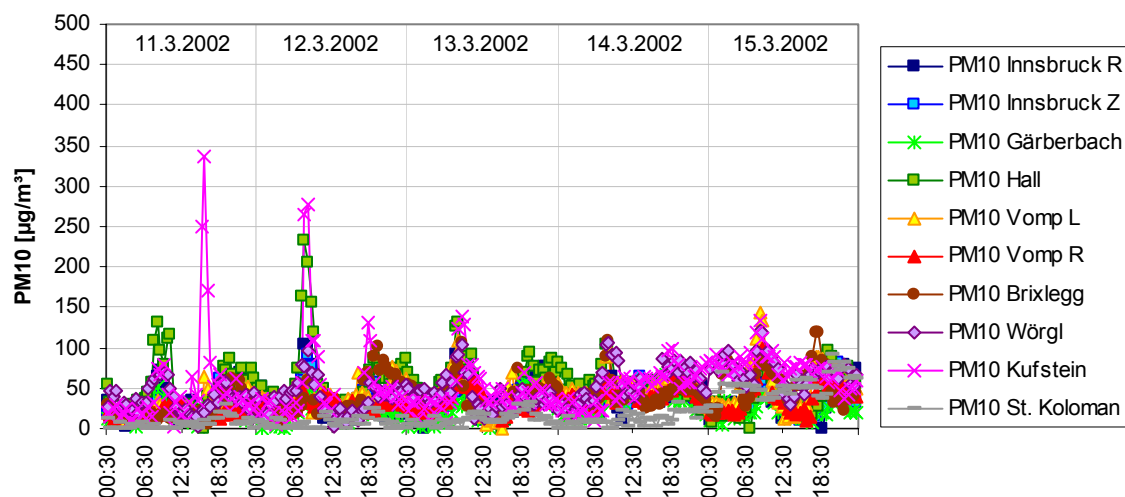


Abbildung 73: PM10 Konzentration, 11.3. bis 15.3.2002

18.3.2002

Meteorologie

Großwetterlage: Österreich lag am Westrand eines Hochdruckgebietes mit Kern über Südrussland im Bereich von Luftmassen subtropischen Ursprungs.

In Innsbruck war das Wetter sonnig, die Temperatur lag morgens bei 4°C, die Tageshöchsttemperatur erreichte 18°C.

Nahezu den ganzen Tag über herrschte zwischen Innsbruck Flughafen und Sadrach eine Inversion. Dies unterscheidet den 18.3. vom 17.3. und den folgenden Tagen. Zwischen Sadrach und Patscherkofel bildete sich morgens stabile Schichtung aus, ansonsten neutrale bis labile.

Das Temperaturprofil Kellerjoch zeigt in der Nacht 17./18.3. eine massive Inversion bis 849 m, am 18.3. tagsüber eine Bodeninversion in den untersten 20 m.

Das Ozonvertikalprofil zeigt allerdings am 18.3. tagsüber an allen Messstellen im Inntal gute vertikale Durchmischung.

Immission

Am 18.3. wies nur Hall einen TMW über 50 µg/m³ auf (53 µg/m³), Brixlegg 47 µg/m³, die anderen Messstellen des Unterinntals zwischen 30 und 40 µg/m³. Am Tag davor und danach lag die Konzentration generell unter 40 µg/m³.

Alle Messstellen wiesen deutliche Morgenspitzen der PM10-Konzentration auf, die gegenüber den entsprechenden Morgenmaxima von NO und CO ein bis zwei Stunden verzögert einsetzten; um ca. 9:00 fiel die Konzentration aller Schadstoffe rasch ab.

Während die Innsbrucker Messstellen abends nur einen vergleichsweise geringen Anstieg der PM10-Konzentration verzeichneten, war in Hall, Brixlegg und Vomp (weniger ausgeprägt in Kufstein und Wörgl) ab 17:00 ein deutlicher Anstieg der PM10-Belastung zu beobachten, parallel mit einem Ansteigen der NO- und NO₂-Konzentration.

Die Ausbreitungsbedingungen waren im Unterinntal ab 16:00 vermutlich sehr ähnlich; der Anstieg der PM10- und NO_x-Belastung in Hall und – weniger deutlich – im unteren Inntal könnte damit erklärt werden, dass in Hall als einziger Station im Unterinntal ab 18:00 Ostwind wehte (in Jenbach von 12:30 bis 17:00) und somit die speziellen Windverhältnisse in Hall eine Rezirkulation von Schadstoffen im Unterinntal bewirkten.

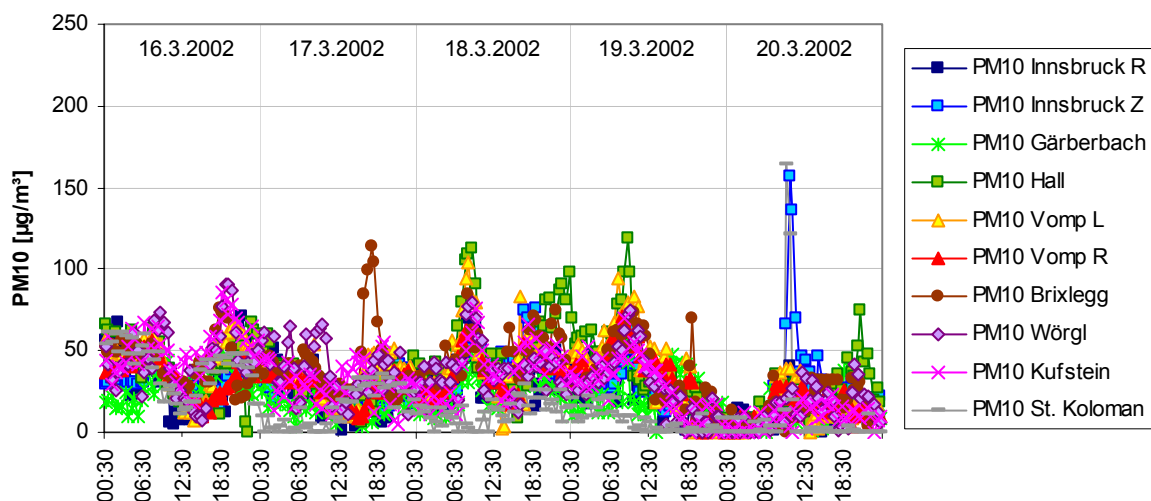


Abbildung 74: PM10 Konzentration, 16.3. bis 20.3.2002

27.3. 2002

Meteorologie

Großwetterlage: Österreich lag am Südrand eines Hochdruckgebietes mit Kern über dem nördlichen Mitteleuropa, das auch an den Tagen vorher und nachher das Wetter bestimmte.

Die Morgentemperatur lag in Innsbruck bei 6°C, das Tagesmaximum bei 8°C.

Die Temperaturschichtung zwischen Innsbruck Flughafen und Sadrach war bis zum frühen Nachmittag neutral, dann leicht stabil. Zwischen Sadrach und Patscherkofel bestand bis zum Nachmittag labile, dann stabile Schichtung. Verantwortlich dafür war Erwärmung in höheren Niveaus. Im Temperaturprofil Kellerjoch zeichnet sich ab dem frühen Nachmittag unterhalb 584 m stabile Schichtung ab.

Das Ozonprofil zeigt tagsüber gute vertikale Durchmischung und ab 16:00 in Innsbruck Reichenau einen raschen Konzentrationsabfall, während Sadrach, Kramsach und Kufstein noch beschränkten Vertikalaustausch aufweisen.

Immission

Am 27.3. wies lediglich Brixlegg einen PM10-TMW über 50 µg/m³ auf.

Die PM10-Belastung war in Brixlegg von 25. bis 27.3. von einzelnen hohen SO₂-Spitzen gekennzeichnet, die nur teilweise mit PM10-Spitzen zusammen fielen; insgesamt war aber die PM10-Belastung an allen drei Tagen tagsüber deutlich erhöht. Die besonders hohe PM10-Belastung am 27.3. steht mit einer bereits in der zweiten Nachthälfte erhöhten PM10-

Konzentration in Verbindung. Am 27.3. fielen die PM10-Spitzen mit – absolut nicht besonders hohen – SO₂-Spitzen zusammen. Die wesentliche Ursache der erhöhten PM10-Belastung in Brixlegg dürften somit lokale SO₂-Emissionen gewesen sein.

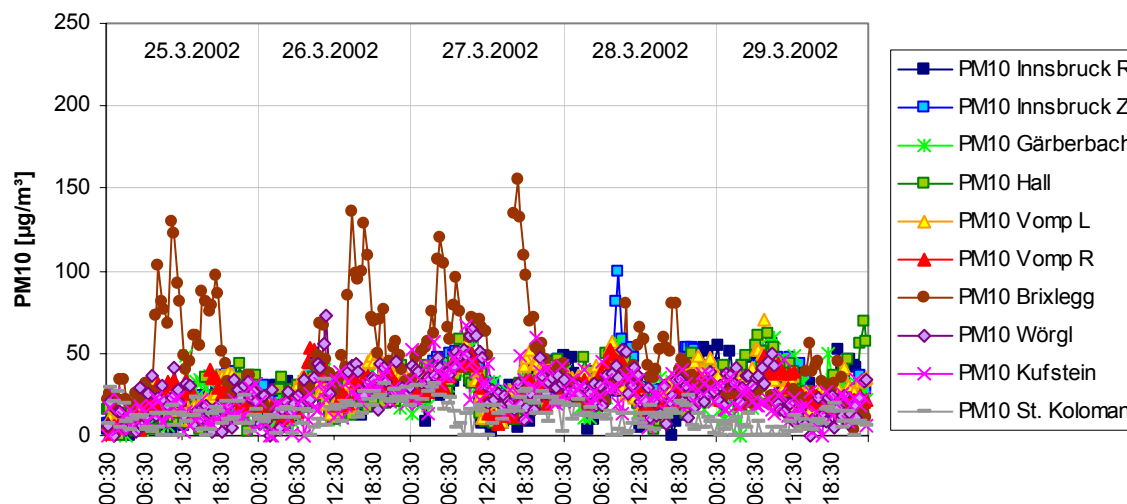


Abbildung 75: PM10 Konzentration, 25.3. bis 29.3.2002

3. bis 6.4. 2002

Meteorologie

Großwetterlage: Ein flaches Hochdruckgebiet bestimmte das Wetter über Mitteleuropa, in das am 4.4. von Norden eine schwache Frontalzone mit etwas kälterer kontinentaler Luft eindrang. Eine weitere schwache Kaltfront erreichte die Alpen am 6.4. von Norden.

Das Wetter war in Tirol meist sonnig, mit Frühtemperaturen um 2°C und Tagesmaxima um 17°C am 3. und 4.4. An den folgenden Tagen gingen die Tagestemperaturen zurück auf maximal 12°C am 6.4.

Die Atmosphäre war in allen Höhen tagsüber neutral geschichtet, nachts bildete sich eine leichte Inversion aus.

Herrschte bis 4.4. eine Talwindzirkulation mit Ostwind tagsüber und Westwind nachts vor, so stellte sich dann fast durchgehend, auch nachts, Ostwind ein – verbunden mit dem Eindringen kälterer Luft von Norden. Die Windgeschwindigkeit stieg an und lag am 5./6.4. auch nachts in Innsbruck bei 3 m/s, tagsüber erreichte sie meist über 6 m/s.

Das Ozonprofil zeigt tagsüber stets vollständige vertikale Durchmischung. Nachts fiel die Ozonkonzentration an den Messstellen im Tal nach und nach ab und sank jeweils bis zum Morgen nahe null. Lediglich in der Nacht 5./6.4. blieb die Ozonkonzentration an den Messstellen im Tal hoch (ca. 60 µg/m³; auf der Seegrube um 120 µg/m³).

Immission

Die PM10-Konzentration war während dieser Episode räumlich sehr einheitlich – abgesehen von Brixlegg – und wies geringe zeitliche Variationen auf. Deutlich erhöhte Konzentrationen traten jeweils am Morgen auf und sind mit den ungünstigeren Ausbreitungsbedingungen zu erklären. Welche speziellen Ursachen die besonders hohen PM10-Konzentrationen in Vomp am Morgen des 4.4. (Do) hatten, lässt sich nicht sagen, die Ausbreitungsbedingungen waren nicht deutlich anders als an den Tagen davor und danach.

In Innsbruck Reichenau fielen die PM10-Maxima morgens jeweils mit solchen bei NO, NO₂ und CO zusammen, während sie an den anderen Messstellen gegenüber den Morgenspitzen von NO und CO um 1 bis 2 Stunden zeitversetzt, bereits während fallender NO-Konzentration, auftraten. Die vergleichsweise geringe Konzentration am Morgen des 6.4. lässt sich mit den höheren Windgeschwindigkeiten erklären.

Abends war nur ein vergleichsweise geringer Anstieg der PM10-Konzentration zu beobachten.

In Brixlegg traten von 4. bis 6.4. einzelne hohe SO₂-Spitzen auf, die nur teilweise mit PM10-Spitzen zusammen fallen, v. a. am 5.4.

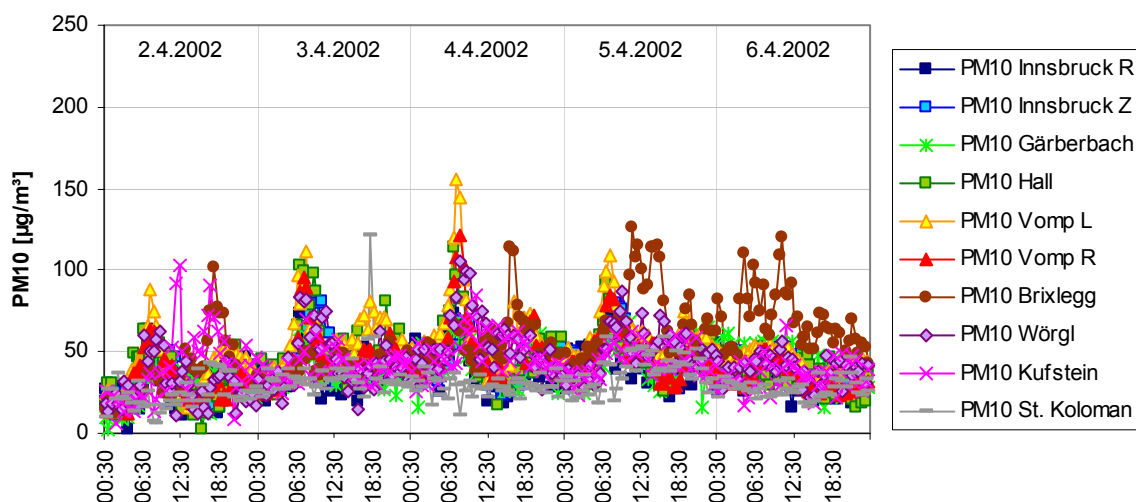


Abbildung 76: PM10 Konzentration, 2.4. bis 6.4.2002

9. und 10.4. 2003

Meteorologie

Großwetterlage: Ein flaches Hochdruckgebiet mit kontinentaler, subpolarer Luftmasse bestimmte am 9.4. (wie in den vorangegangenen Tagen) das Wetter in Mitteleuropa, während über Südeuropa eine langgestreckte zonale Frontalzone lag. Allerdings gewann ein Höhentief, welches sich über dem südwestlichen Mitteleuropa aufbaute, zunehmend an Einfluss, während sich der Hochdruck am 10.4. abschwächte., sodass an diesem Tag Westströmung über Mitteleuropa überwog.

Der 9.4. war in Innsbruck bewölkt, die Temperatur erreichte 8°C, am sonnigen 10.4. 14°C; bei Schwaz wurden 16°C gemessen. Die Morgentemperatur betrug am 9.4. 5°C, am 10.4. 3°C.

Die bodennahe *Temperaturschichtung* war nachmittags neutral, nachts und bis zum Vormittag stabil. Da am 10.4. in Gipfelniveau die Temperatur kaum anstieg, bildete sich zwischen Sadrach und Patscherkofel bzw. Rosshütte deutlich labile Schichtung aus, in der folgenden Nacht aber deutlich stabile Schichtung.

Die Windverhältnisse im unteren Inntal zeigen durchwegs östlichen Wind, der nur zeitweise in Innsbruck und Brixlegg auf West drehte.

Die *Ozondaten* zeigen am 9.4. ein extrem komplexes Bild mit starken zeitlichen Variationen an allen Messstellen. Gute vertikale Durchmischung war in Kufstein tagsüber zu beobach-

ten, in Sadrach in der ersten Nachthälfte 9/10.4. Am 10.4. erreichten dann alle Messstellen im Tal die Konzentration der Seegrube. Die Nacht 10./11. wies durchwegs starke Konzentrationsgradienten auf.

Immission

Die PM10-Konzentration wies an allen Messstellen außer Brixlegg ein relativ ähnliches Niveau und einen ähnlichen zeitlichen Verlauf auf. An allen Messstellen traten deutliche morgendliche Maxima auf, und zwar meist etwas zeitversetzt zu den NO-Spitzen.

Am 9.4. ging die PM10-Konzentration tagsüber kaum zurück, in Hall, Vomp A12 und Wörgl traten am Nachmittag sogar höhere PM10-Konzentrationen auf als morgens. Während in Hall und Wörgl die NO- und NO₂-Konzentration tagsüber zurückgingen, traten in Vomp tagsüber höhere NO- und vor allem CO- und NO₂-Konzentrationen als in der Früh auf. Die Temperaturdaten vom Kellerjoch-Profil zeigen am Nachmittag in den untersten Schichten leicht stabile Temperaturschichtung; diese etwas ungünstigeren Ausbreitungsbedingungen und die relativ niedrigen Windgeschwindigkeiten könnten für diesen ungewöhnlichen Konzentrationsverlauf verantwortlich gewesen sein.

Am Vormittag des 10.9. hielten sich länger als sonst üblich hohe PM10-Konzentrationen, besonders in Innsbruck Zentrum (bis zum frühen Nachmittag), wo auch ungewöhnlich hohe NO-Konzentrationen auftraten. Dies dürfte mit der niedrigen Windgeschwindigkeit (um 1 m/s) in Innsbruck und der zeitweiligen Ausbildung stabiler Schichtung (Flughafen – Sadrach) in Zusammenhang stehen.

Ungewöhnlich hohe PM10-konzentrationen traten in der Nacht 10./11.4. in Innsbruck, Vomp, Kufstein und Wörgl auf. Möglicherweise steht dies – neben den sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen – in Zusammenhang mit dem bis ca. 2:00 wehenden Nord- bzw. Ostwind, mit dem hoch belastete Luft aus dem Alpenvorland ins Unterinntal transportiert wurde. In Trostberg traten am 9. und 10.4. PM10-TMW von 52 bzw. 56 µg/m³ auf.

In Brixlegg wurden am 9. und 10.4. einzelne hohe SO₂-Spitzen – allerdings nicht gleichzeitig mit den hohen PM10-Spitzen – registriert. Lokale Emissionen dürften für die hohe PM10-Belastung verantwortlich gewesen sein.

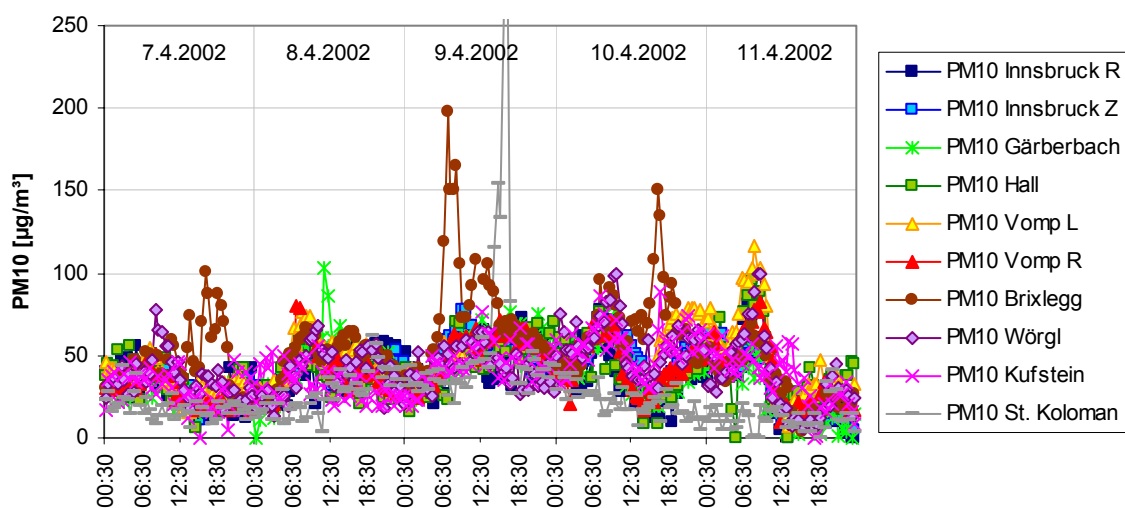


Abbildung 77: PM10 Konzentration, 7.4. bis 11.4.2002

12. und 13.4. 2002

Meteorologie

Großwetterlage: Am 12.4. lag Österreich am Südwestrand eines Hochdruckgebietes mit Kern über Russland, während über Italien ein ausgedehntes Tief lag. Dessen Frontsystem griff am 13.4. über die Ostalpen nach Norden über, wobei föhniger Südwind aufkam. In Innsbruck setzte Regen (14 mm) ein.

Die Morgentemperatur lag in Innsbruck bei 6 bis 7°C, die Tageshöchstwerte am 12.4. bei 15°C, am 13.4. bei 18 °C. Am 13.4. stieg in Schwaz die Temperatur nachmittags noch auf 21°C, vermutlich griff hier Föhn bis zum Boden durch, während in Innsbruck ein zweites abendliches Temperaturmaximum von 18°C beobachtet wurde; am Brenner wurden 8°C, auf der Rosshütte 7°C erreicht.

Die Temperaturschichtung zwischen Flughafen und Sadrach war am 12.4. – von einer kurzzeitigen starken Bodeninversion in den späten Nachtstunden abgesehen – bis zum frühen Nachmittag neutral, dann bildete sich, da die Temperatur am Talboden schneller sank als in Sadrach. Die folgende Nacht und der 13.4. waren von etwas unregelmäßigen Temperaturverläufen mit zeitweise labiler, zeitweise stabiler Schichtung gekennzeichnet, ehe sich am Nachmittag des 13.4. stabile Schichtung ausbildete. Zwischen Sadrach und Pattscherkofel bzw. Rosshütte bestand nachts stets stabile Schichtung, tagsüber labile.

Die Ozonkonzentration zeigt in der Nacht 11./12.4. – infolge des starken Windes in Innsbruck (bis über 10 m/s) – völlige vertikale Durchmischung zwischen Innsbruck und Seegrube, aber nur mäßige Durchmischung in Kramsach und keine in Kufstein. Am Morgen des 12.4. fiel auch in Innsbruck Sadrach die Ozonkonzentration nahe null. Am 12.4. setzte tagsüber mäßige vertikale Durchmischung ein, in der folgenden Nacht wieder völlige Abtrennung der Talatmosphäre von höheren Niveaus. Am 13.4. erreichte in Innsbruck die Ozonkonzentration wieder das Niveau der Seegrube, was wieder mit sehr starkem Wind (bis 9 m/s am Flughafen) in Zusammenhang stand, während in Kramsach und Kufstein die Ozonkonzentration nur ca. die Hälfte der Belastung auf der Seegrube aufwies.

Insgesamt wurde das Ausmaß des vertikalen Austauschs am 12. und 13.4. stärker von der mechanischen Durchmischung in Innsbruck – wo offenbar der Föhn stärker durchgriff als im unteren Inntal – bestimmt als von der Temperaturschichtung. Mäßig starker Wind, vor allem aber eine in allen Höhen neutrale Temperaturschichtung führte ab 14.4. morgens zu relativ guter Durchmischung der Talatmosphäre.

Immission

Die PM₁₀-Konzentration war räumlich relativ einheitlich – außer in Brixlegg – und wies an den meisten Messstellen nur mäßige Tagesgänge auf; der Zeitverlauf war primär von den Ausbreitungsbedingungen bestimmt, die ab 12.4. morgens zu Schadstoffanreicherung in Bodennähe beitrugen, am 14.4. morgens zu einem generellen Rückgang der Belastung.

Eine ausgeprägte Morgenspitze wurde am 12.4. (Fr) in Wörgl und Vomp a.d.L., weit weniger deutlich in Vomp A12 registriert. Am 13.4. war die PM₁₀-Konzentration am Morgen ebenfalls erhöht, allerdings niedriger als am Vortag und länger in den Vormittag hinein. Während der Zeiträume mit ungünstigen Ausbreitungsbedingungen wurden auch sehr hohe NO-Konzentrationen registriert (in Vomp A12 bis über 500 µg/m³), allerdings war die NO-Konzentration an beiden Messstellen in Vomp auch in der Nacht bei niedriger PM₁₀-Konzentration sehr hoch (Vomp A12 bis 400 µg/m³, Vomp a.d.L. um 200 µg/m³). Auffallend ist, dass am 13.4. vormittags die PM₁₀-Konzentration bei Einsetzen vertikaler Durchmischung wesentlich langsamer zurückging als die NO-, NO₂- und CO-Konzentration.

In Brixlegg traten am 13.4. einzelne PM₁₀-Spitzen bis über 200 µg/m³ auf; dieser Tag war durch erhöhte SO₂-Konzentration gekennzeichnet, allerdings wurden die SO₂-Maxima nicht parallel zu PM₁₀-Spitzen beobachtet.

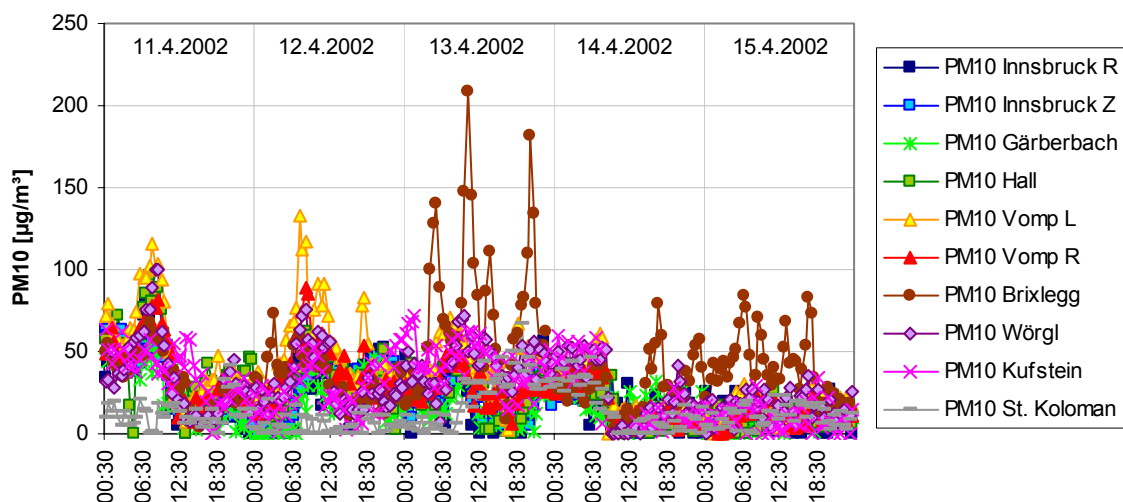


Abbildung 78: PM10 Konzentration, 11.4. bis 15.4.2002

18. und 19.6. 2002

Meteorologie

Großwetterlage: Ein Hochdruckgebiet mit Warmluft nordafrikanischen Ursprungs bestimmte am 18. und 19.6. das Wetter in Süd- und im südlichen Mitteleuropa.

In Innsbruck war es sonnig, die Frühtemperatur lag bei 15 bzw. 17°C, die Tageshöchsttemperatur bei 33 bzw. 34°C. Im unteren Inntal war es mit 35°C noch etwas wärmer.

Die *Temperaturschichtung* war in den Nächten von 17./18.6. und 18./19.6. von ausgeprägten Bodeninversionen geprägt; in der Nacht war es in Sadrach um bis 4°C wärmer als am Flughafen. Tagsüber stellte sich am 18.6. neutrale Schichtung ein, während sich am 19.6. bereits um 16:00 eine Inversion ausbildete. Die raschere Abkühlung am Talboden gegenüber Sadrach könnte mit dem Regen in Verbindung stehen, der in Innsbruck, nicht aber im unteren Inntal beobachtet wurde. In der folgenden Nacht bestand eine starke Inversionen zwischen Flughafen und Sadrach, die sich aber früh morgens auflöste. Im Niveau zwischen Sadrach und Rosshütte bzw. Patscherkofel bestand jeweils nachts stabile, tagsüber labile Schichtung.

Das *Ozonvertikalprofil* zeigt jeweils tagsüber vollständige vertikale Durchmischung, abends bereits relativ zeitig einen Abfall der Konzentration in Innsbruck Reichenau und Kufstein (bis nahe Null am 18.6. bereits um 20:00), in Sadrach und Kramsach ein langsames Absinken der Konzentration während der Nacht auf ein Minimum am Morgen.

Die Talwindzirkulation mit Ost- bzw. Nordostwind tagsüber und West- bzw. Südwestwind nachts war gut ausgebildet.

Immission

Die hohen PM10-Konzentrationen an fast allen Tiroler Messstellen könnten am 18. und 19.6. teilweise mit den ungünstigen Ausbreitungsbedingungen, v. a. nachts, erklärt werden.

Allerdings traten in Innsbruck die höchsten PM10-Konzentrationen tagsüber, d.h. bei guter vertikaler Durchmischung auf. Der Konzentrationsverlauf zeigt kein deutliches Morgenmaximum, sondern ein flaches Maximum über Mittag bzw. Nachmittag, das mit niedrigen NO-, NO₂- und CO-Konzentrationen zusammen fällt.

In Hall zeichnet sich ein morgendliches Maximum parallel zu erhöhter NO_2 -Konzentration, aber wesentlich später als die morgendliche NO -Spitze ab. In Hall bildete am 18.6. offenbar bereits ab 16:00 eine Bodeninversion aus, die ein Ansteigen der PM_{10} -, NO - und NO_2 -Konzentration verursachte. Am 19.6. blieb die PM_{10} -Konzentration auch über Mittag und Nachmittag bei sehr geringer NO - und NO_2 -Konzentration hoch, sie fiel aber am Abend, als die NO - und NO_2 -Konzentration anstiegen, ab.

In Vomp wurden nur flache Morgenmaxima bei bereits sinkender NO -Konzentration und ausgeprägtere Abendmaxima bei gleichzeitig erhöhter NO_2 - und CO -Konzentration beobachtet.

Durchgehend hoch war die PM_{10} -Konzentration in Wörgl und Kufstein, wo nachmittags die höchsten Konzentrationen (70 bis $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$) auftraten, nachts lag die Konzentration relativ konstant um $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ein Gleichklang mit anderen Schadstoffen lässt sich nicht feststellen.

Die relativ hohe PM_{10} -Konzentration in Kufstein und Wörgl dürfte mit PM_{10} -Transport aus dem Alpenvorland in Verbindung stehen; in Trostberg wurden TMW von 47 bzw. $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen. Damit lassen sich die hohen PM_{10} -Konzentrationen tagsüber, die keinen Zusammenhang mit lokalen Emissionen zeigen, erklären.

Transport hoch belasteter Luft mit dem Taleinwind talaufwärts dürfte auch die Ursache der hohen nachmittäglichen Belastung in Vomp, Hall und Innsbruck sein. Die PM_{10} -Konzentration ging an diesen Messstellen am Abend mit Einsetzen des Talauwindes wieder zurück. Die ungünstigen nächtlichen Ausbreitungsbedingungen bedingten aber auch nachts ein Konzentrationsniveau von 30 bis $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

In Brixlegg fielen die PM_{10} -Spitzen von 18. bis 21.6. mit SO_2 -Spitzen zusammen und dürften somit lokalen Emissionen zuzuordnen sein.

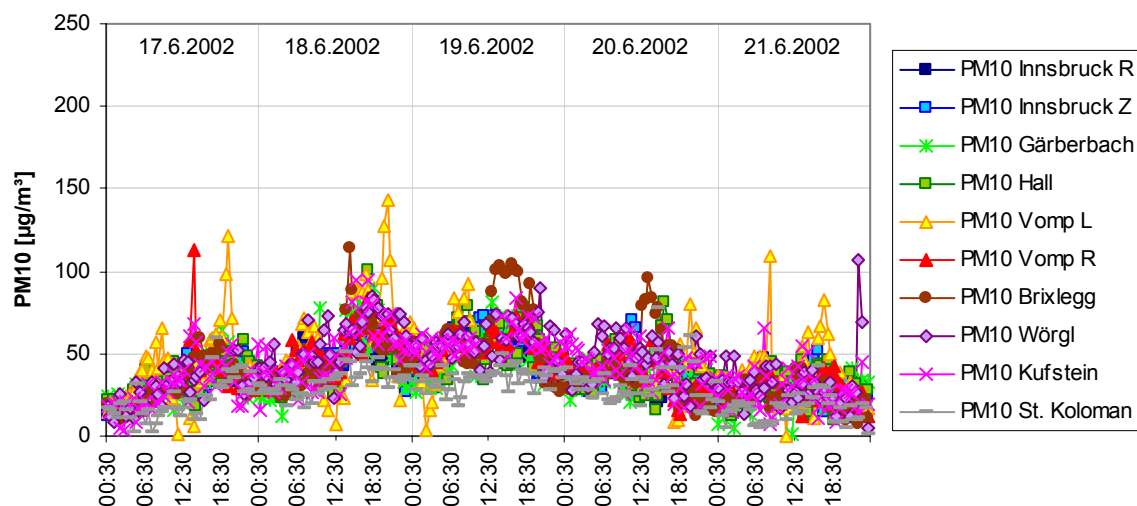


Abbildung 79: PM_{10} Konzentration, 17.6. bis 21.6.2002

30. und 31.10. 2002

Meteorologie

Großwetterlage: Am 29.10. bestimmte ein ausgedehntes Hochdruckgebiet das Wetter über Mitteleuropa, in welches am 30.10. von Norden eine Frontalzone eindrang, die aber nördlich der Alpen liegen blieb. Die Alpen blieben im Bereich einer maritim geprägten Luftmasse mediterranen Ursprungs. In Innsbruck fiel am 31.10. 1 mm Regen.

In Innsbruck lag am sonnigen 30.10. die Morgentemperatur bei 1°C und stieg bis 14°C; am 31.10. lag sie morgens bei 4°C und erreichte nachmittags 12°C.

An beiden Tagen bildete sich eine Talwindzirkulation aus, die Taleinwindphase war allerdings relativ kurz (5 h).

Die bodennahe Atmosphäre wies sehr ungünstige *Ausbreitungsbedingungen* auf. In der Nacht 29/30.10. bildete sich eine ganz massive Bodeninversion (Temperaturdifferenz Flughafen – Sadrach bis -6°C) aus, die sich nur am 30.10. tagsüber kurz auflöste, bereits am Nachmittag bildete sich wieder eine starke Bodeninversion aus. In der Nacht 31.10./1.11. bildete sich stabile Schichtung erst später aus und sie war, dank Bewölkung, weniger ausgeprägt.

Zwischen Sadrach und Patscherkofel bzw. Rosshütte bestand durchgehend ab 28.10. eine sehr stabile Temperaturschichtung.

Die Ozonmessungen zeigen am 29.10. tagsüber noch mäßige vertikale Durchmischung der Talatmosphäre, am 30. und 31.10. blieb auch tagsüber die Ozonkonzentration in Innsbruck, Kramsach und Kufstein nahe null, am 1.11. stieg sie geringfügig an. In Sadrach blieb in der Nacht 29./30.10. die Ozonkonzentration relativ hoch, in den folgenden Nächten lag sie, wie an den anderen Messstellen im Inntal, praktisch bei null.

Insgesamt waren der 30. und 31.10. somit von sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen geprägt.

Immission

Innsbruck und Hall wiesen einen PM10-Konzentrationsverlauf mit einem Morgenmaximum - parallel zu NO₂ und CO und etwas zeitverzögert zu NO – sowie ein (meist ausgeprägteres) Abendmaximum auf. Wie im Hochwinter Anfang 2002 blieb die Konzentration in Innsbruck und Hall bis weit in die Nacht hinein hoch.

In Relation zu den extrem hohen NO-Morgenspitzen in Vomp A12 (weit über 500 µg/m³) waren die Morgenmaxima bei PM10 (an beiden Messstellen in Vomp) überraschend niedrig (um 50 µg/m³), dagegen wurde an beiden Messstellen ein ausgeprägtes Abendmaximum beobachtet. Die Konzentration fiel in der Nacht nur langsam ab.

In Brixlegg weist PM10 einen sehr parallelen Verlauf zu SO₂ auf.

Die PM10-Konzentration wies in Wörgl am 30.10. (Mi) eine Morgenspitze – 1 ½ h später als NO – auf, nicht hingegen am 31.10. Ausgeprägt waren die abendlichen Konzentrationsmaxima, mit einem nur langsamen Absinken der Konzentration in der Nacht.

Der 13.11.2002 wird im Kapitel 9.4 dargestellt.

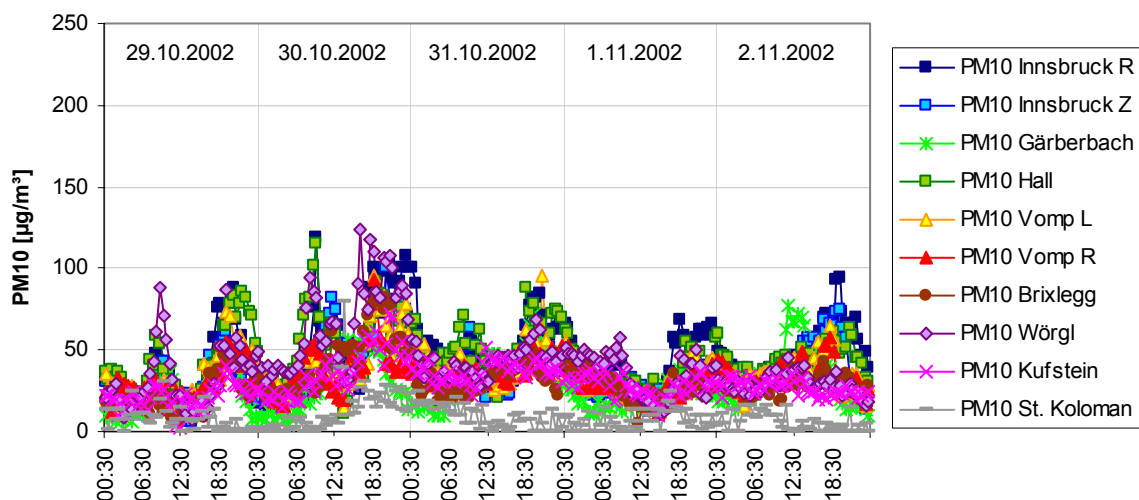


Abbildung 80: PM10 Konzentration, 29.10. bis 2.11.2002

16.11.2002

Meteorologie

Am 16.11. lag eine Frontalzone über Mitteleuropa, die sich von der Ostsee bis Tunesien erstreckte. Tiefdruckzentren lagen über der Biscaya, der Nordsee und der Ostsee. An der Vorderseite eines mächtigen Höhentiefs mit Kern westlich von Frankreich herrschte in der mittleren Troposphäre sehr starke Südsüdwestströmung (am Patscherkofel wurden bis 25 m/s gemessen).

Immission

PM10-TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurden Hall, Innsbruck Reichenau, Innsbruck Zentrum, Vomp – a.d.L., Vomp A12 und Gärberbach gemessen, aber auch an zahlreichen anderen Stationen in Österreich in allen Höhengiveaus (in St. Koloman $71 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als TMW).

An allen Messstellen Nordtirols wurde eine sehr einheitliche Konzentrationsspitze am frühen Morgen mit Maximalwerten bis $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen.

Die meteorologische Situation und das Belastungsbild zeigen klar, dass Staub-Ferntransport aus der *Sahara in Nordafrika* die Ursache der erhöhten PM10-Konzentrationen war.

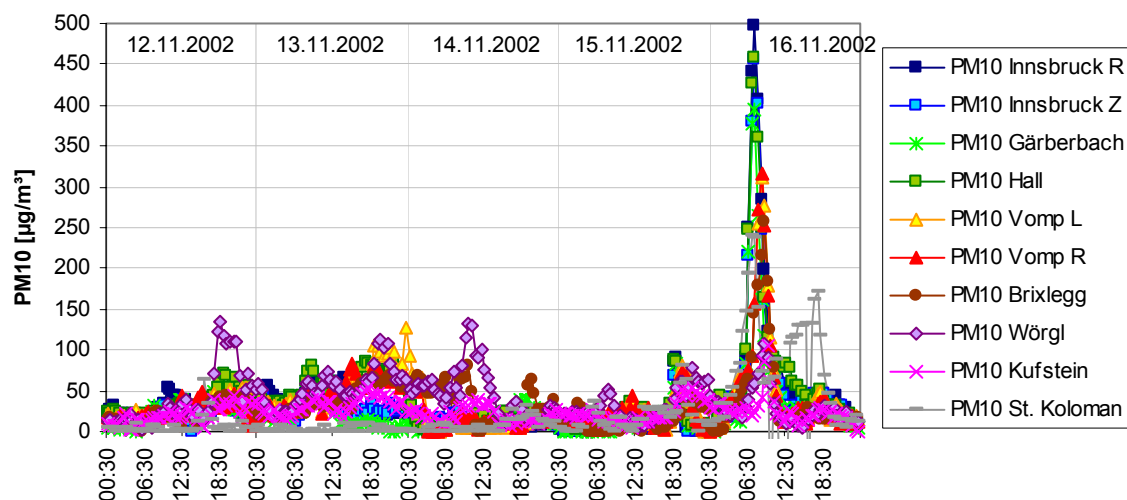


Abbildung 81: PM10 Konzentration, 12.11. bis 16.11.2002

21.11. 2002

Meteorologie

Großwetterlage: Österreich lag am 21.11. noch im Einfluss eines osteuropäischen Hochdruckgebietes, in das von Westen eine ausgeprägte Frontalzone (mit Tiefbildung über Norditalien) eindrang.

In Innsbruck herrschte vor dem Eintreffen dieser Frontalzone föhniges Wetter mit relativ komplexen Temperaturverhältnissen. Auf dem Patscherkofel wurde Südwind bis 25 m/s beobachtet, in Innsbruck Flughafen bis 21.11. mittags Westwind um 6 m/s, danach Ostwind.

Bis 11:00 bestand in Innsbruck eine sehr starke Bodeninversion, da die Temperatur in Sadrach seit Mitternacht von 4 auf 13°C anstieg, in Flughafen aber bei 3 bis 5°C blieb. Um 11:30 stieg die Temperatur von 6 auf 14°C, womit sich die Inversion sofort auflöste. Bis 23:00 bestand in Bodennähe neutrale Schichtung, danach bildete sich zwischen Flughafen und Sadrach wieder eine Inversion. Auch im Gipfelniveau war es so warm, dass sich zwischen Sadrach und Patscherkofel bzw. Rosshütte bis 11:00 und ab 24:00 eine stabile Schichtung ausbildete, tagsüber neutrale.

Eine extreme Bodeninversion zeigt das Temperaturprofil Kellerjoch in der Nacht 20./21.11. bis 11:00, wobei sich im Höhenbereich zwischen 44 m und 170 m über Talboden eine Temperaturdifferenz bis -6°C ausbildete. Mit dem Durchgreifen des Föhns ab 11:00 stellte sich neutrale Schichtung ein, ab dem Abend wieder eine ganz starke Inversion.

Die Ozondaten zeigen in Innsbruck bereits ab 8:00 völlige Durchmischung der Talatmosphäre zwischen Reichenau und Seegrube. Trotz der bis 11:00 bestehenden starken Inversion führte mechanische Turbulenz, bedingt durch den starken Wind, bereits zu guter Durchmischung. Demgegenüber blieb im unteren Inntal die Ozonkonzentration niedrig, in Kufstein lag sie durchgehend nahe null, in Kramsach stieg sie nur mäßig an. Der im Temperaturprofil Kellerjoch beobachtete Wechsel zwischen sehr stabiler und neutraler Temperaturschichtung macht sich in der Ozonkonzentration des unteren Inntals praktisch nicht bemerkbar.

Immission

Die höchsten PM10-Konzentrationen traten im unteren Inntal – in Brixlegg und Wörgl – auf; in Innsbruck bedingte die gute vertikale Durchmischung durchwegs sehr niedrige PM10-, NO-, NO₂- und CO-Konzentrationen. Die PM10-Belastung lag mit 10 µg/m³ deutlich unter dem Niveau der Vortage. In Hall ging die PM10-Konzentration ab 8:00 zurück, in Vomp, Brixlegg und Wörgl blieb sie den ganzen Tag über hoch, ebenso wie NO, NO₂ und CO. In Vomp zeichnen sich PM10-Maxima morgens und nachmittags parallel zu erhöhter NO-, NO₂- und CO-Belastung ab. In Brixlegg ging die PM10-Konzentration nachmittags kurzzeitig zurück, stieg allerdings abends rasch wieder an.

In Kufstein war die PM10-Konzentration trotz – folgt man dem Ozonkonzentrationsverlauf – sehr ungünstiger Ausbreitungsbedingungen vergleichsweise niedrig.

Der 27. und 28.11.2002 werden im Kapitel 9.4 dargestellt.

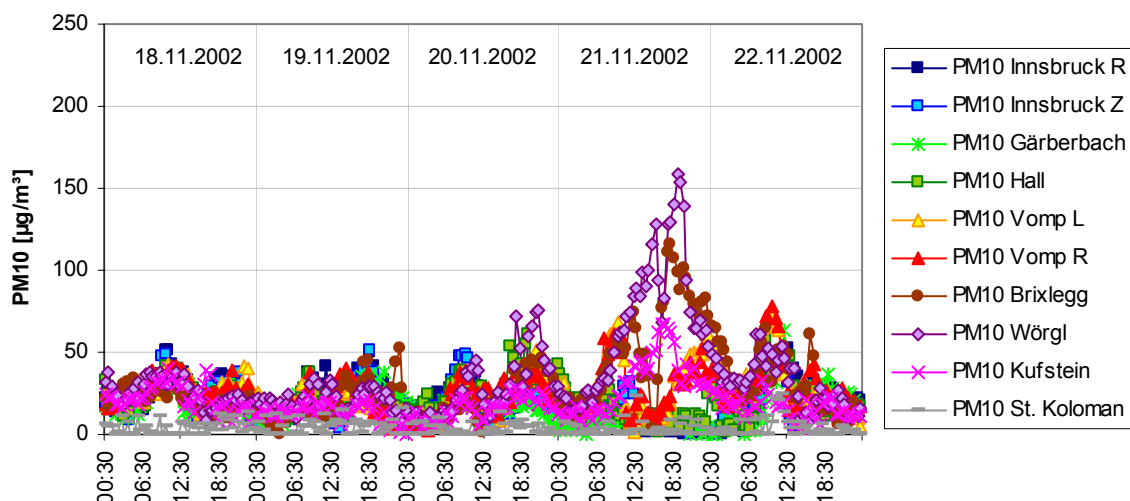


Abbildung 82: PM10 Konzentration, 18.11. bis 22.11.2002

8. bis 16.12. 2002

Meteorologie

Großwetterlage: Ab 6.12. lag der Alpenraum im Übergangsbereich zwischen einem Hoch mit Kern über Finnland und einem Tief über Süditalien, wobei mehrere wenig wetterwirksame Frontalzonen zonal über Mitteleuropa lagen. Ab 8.12. befand sich Österreich im Bereich kontinentaler Luftmassen polaren Ursprungs, wobei in den folgenden Tagen weiterer Kaltluftzustrom von Nordosten erfolgte und sich das Hoch südwärts verlagerte und verstärkte. Die Hochdrucklage hielt bis 17.12. an, als, ausgehend von einem Tief über der Nordsee, eine Frontalzone Österreich von Nordwesten her überquerte.

Die Tageshöchsttemperatur lag in Innsbruck durchwegs bei 3 bis 5°C; die Morgentemperatur sank von 3°C am bedeckten 8.12. auf -7°C am 11.12. Von 10. bis 14.12. war es relativ sonnig mit starken täglichen Temperaturamplituden, ab 15.12. wieder bewölkt.

Am 16.12. fielen 8 mm Niederschlag.

Bis 9.12. nachmittags bestand neutrale *Temperaturschichtung* zwischen Innsbruck Flughafen und Sadrach. In den folgenden Nächten bis 14./15.12. bildete sich stets eine Bodenin-

version aus. Zudem führte stärkere Erwärmung in Höhen oberhalb von Sadrach am 11.12., vor allem aber am 14.12. tagsüber zu stabiler Schichtung in Bodennähe. Ab 15.12. schwächte sich der Temperaturgradient in Bodennähe bei weiterhin stabiler Schichtung ab.

Das Temperaturprofil Kellerjoch weist in allen Nächten von 9./10.12. bis 15./16.12. Bodeninversionen auf. Extreme Bodeninversionen in den unteren 170 m über Talboden zeigt das Temperaturprofil in den Nächten 11./12.12. und 14./15.12.; die Temperaturdifferenz wuchs morgens auf über -6°C ; in den Nächten 12/13. und 13./14.12. noch Temperaturdifferenzen von -2°C .

Zwischen Sadrach und Rosshütte bestand stets stabile Schichtung. Mit starker Erwärmung auf der Rosshütte ab der Nacht 11/12.12. bildete sich hier eine Inversion aus, auch an den folgenden Tagen blieb eine sehr stabile Schichtung mit zeitweisen Inversionen bestehen. Ab 16.12. wurde die Temperaturschichtung etwas weniger stabil.

Im Inntal wehte ab 9.12. abends überwiegend westlicher Wind. Ein der Talwindzirkulation entsprechender Wechsel auf Ost war in Innsbruck nur am 11.12., in Jenbach am 10. und 11.12. sowie kurzzeitig am 13. und 14.12. zu beobachten. Am 15.12. wehte in Innsbruck zeitweise auch nachts östlicher Wind.

Die *Ozonkonzentration* war in Innsbruck Reichenau, Kramsach und Kufstein nachts praktisch immer null, in Innsbruck Sadrach in den meisten Nächten außer 10/11. und 11./12.12. Über mittags stieg am 10. und 12.12. die Ozonkonzentration in Innsbruck Reichenau, Kramsach und Kufstein mäßig an, am 11. und 14.12. ein wenig – am 13.12., 15. und 16.12. nicht. Demgegenüber geriet Sadrach über längere Zeiträume, auch nichts, in eine etwas ozonreichere Luftmasse, allerdings stieg die Ozonkonzentration auch hier kaum über $40\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ (gegenüber $90\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf der Seegrube).

Immission

Die PM10-Konzentration stieg ab 9.12. entsprechend den sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen an allen Messstellen deutlich an.

In Innsbruck wies die PM10-Konzentration zwischen 9. und 16.12. – ebenso wie NO, NO₂ und CO – ausgeprägtes Tagesgänge mit erhöhten Werten am Morgen sowie von Nachmittag bis in die Nacht hinein auf. Die leichte Durchmischung der bodennahen Atmosphäre, die im Ozonkonzentrationsverlauf in der zweiten Nachthälfte 11./12.12. zum Ausdruck kommt, spiegelt sich auch in einem deutlichen Rückgang der Konzentration von PM10 in Innsbruck wieder. Besonders hohe PM10-, NO-, NO₂- und CO-Konzentrationen wiesen der 16. und 16.12. dank extrem ungünstiger Ausbreitungsbedingungen (die Ozonkonzentration zeigt völliges Unterbleiben vertikalen Austauschs) auf; am Samstag 14.12. und Sonntag 15.12. war die PM10-Belastung bei ähnlich ungünstigen Ausbreitungsbedingungen niedriger. *Die PM10-Belastung war insgesamt aber deutlich geringer als bei Belastungsepisoden im Jänner 2002, die mit ähnlich ungünstigen Ausbreitungsbedingungen zusammen fielen. Dies könnte daran liegen, dass bei minimalen Temperaturen um -5°C die heizungsbedingten Emissionen geringer waren als im Jänner bei Minima bis -15°C .* Die etwas bessere vertikale Durchmischung, die in der Nacht 16./17.12. – mit höheren Windgeschwindigkeiten – zwischen 0:00 und 9:00 beobachtet wurde, führte zu einem zeitweiligen Rückgang der PM10-Belastung unter $20\ \mu\text{g}/\text{m}^3$. Allerdings stieg sie danach wieder deutlich an.

Hall wies ein grundsätzlich ähnliches Belastungsmuster wie Innsbruck auf, allerdings labilisierte sich die bodennahe Atmosphäre hier am 12.12. nicht. Vielmehr wies dieser Tag hier besonders hohe NO- und PM10-Konzentrationen auf.

Relativ schwach ausgeprägt waren die Tagesgänge in Vomp, nicht nur bei PM10, auch bei NO₂ und CO, die einen sehr parallelen Verlauf zu PM10 aufwiesen. Die PM10-Konzentration ging hier nachts am 9./10.12., 11./12.12. und ab 14.12. kaum zurück. Nur ein mäßiger Rückgang der PM10-Belastung war am 14. und 15.12. (Sa, So) zu beobachten.

Auffällig am Belastungsbild in Wörgl ist das nahezu konstante Konzentrationsniveau von 60 bis 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ von 9.12. abends bis 12.12., auf welches einzelne Spitzen aufsetzten. Ausgeprägte Morgen- und Abendmaxima wurden am 13. und 16.12. beobachtet, parallel zu stark erhöhter NO-Belastung, während am 12.12. die hohen NO-Werte (bis 250 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) mit nur mäßigen PM10-Werten (bis 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) zusammen fielen. Am 14. und 15.12. (Sa, So) ging die Konzentration aller Schadstoffe in Wörgl etwas zurück, erreichte aber schon am 15.12. mittags 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Der Abfall der Konzentration setzte am 17.12. erst um 4:00, d.h. später als im mittleren Inntal, ein.

Noch deutlich strukturloser als in Wörgl gestaltete sich in Kufstein der PM10-Verlauf, die Konzentration stieg relativ gleichmäßig von 8. bis 12.12. von 40 auf 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an. Dieser vom Tagesgang der Emissionen und der Ausbreitungsbedingungen unbeeinflusste Konzentrationsverlauf könnte die Folge von Schadstofftransport aus dem Alpenvorland sein. Konzentrationsspitzen parallel zu NO-Spitzen wurden am 12.12. abends, am 13. und 16.12. beobachtet.

Einen Sonderfall stellt die PM10-Belastung in Brixlegg zwischen 8. und 12.12. dar, wo der deutlich parallele Verlauf mit SO_2 und die hohen SO_2 -Spitzen am 9.12. – mit einem PM10-TMW von 124 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ - auf das Montanwerk als dominierende PM10-Quelle hindeuten. Diese hohen SO_2 - und PM10-Konzentrationen traten bei (mit 3 m/s relativ starkem) östlichem Wind auf, die SO_2 - und PM10-Konzentration sank am 9.12. 20:00 rasch ab, sobald der Wind auf West drehte. Von 14. bis 16.12. war die PM10-Konzentration in Brixlegg relativ konstant hoch (um 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), was auf großräumige Schadstoffanreicherung hindeutet.

Auch am 18.12., als die PM10-Konzentration an allen anderen Nordtiroler Messstellen auf 20 bis 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sank, dürften lokale Emissionen für die hohe PM10-Konzentration in Brixlegg verantwortlich gewesen sein.

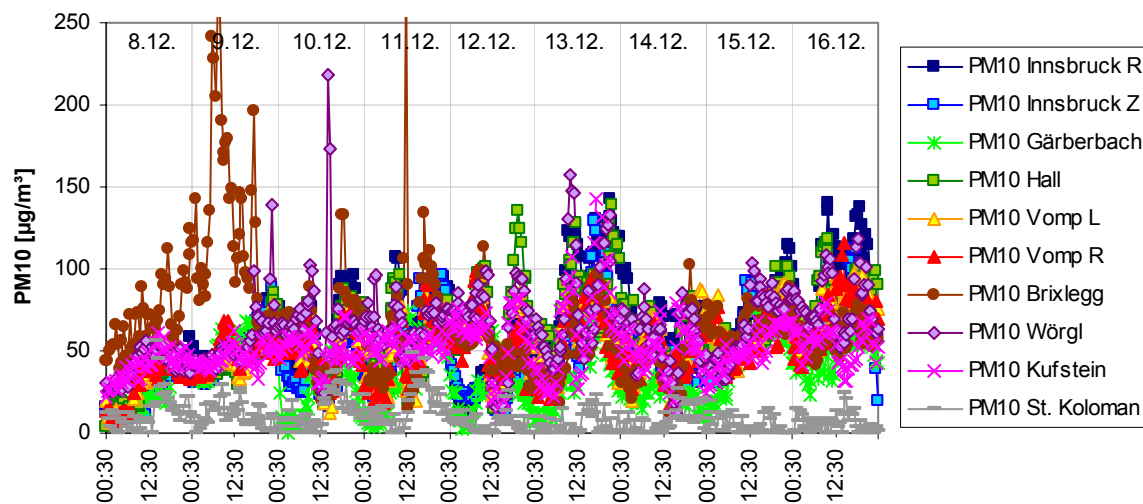


Abbildung 83: PM10 Konzentration, 8.12 bis 16.12.2002

21.12. 2002

Meteorologie

Großwetterlage: Am 21.12. lag Österreich zwischen einem mediterranen Hochdruckgebiet und einem Tief mit Zentrum über Finnland. Eine Frontalzone erreichte Mitteleuropa von Nordwesten.

Bei bewölktem Wetter stieg die Temperatur in Innsbruck im Tagesverlauf von 0 auf +3°C. Die bodennahe Temperaturschichtung war zumeist leicht stabil, lediglich über Mittag kurzzeitig neutral. Zwischen Sadrach und Rosshütte bzw. Patscherkofel bestand durchgehend von 19.12. bis 24.12. sehr stabile Schichtung.

Der Verlauf der Ozonkonzentration zeigt am 21.12. praktisch keinen vertikalen Austausch, an den Tagen davor und danach in mäßigem Ausmaß, der am 22.12. durch stärkeren Wind noch gefördert wurde.

Immission

Die am 21.12. (Sa) speziell ungünstigen Ausbreitungsbedingungen waren für die erhöhte PM10-Belastung verantwortlich, die lediglich in Innsbruck Reichenau 50 µg/m³ als TMW überschritt. Besonders hoch war sie am späten Abend (über 130 µg/m³) und sank in der Nacht nur langsam ab; an den meisten Messstellen im unteren Inntal wurden die höchsten Konzentrationen erst in der Nacht 21./22.12. erreicht, während der Belastungsverlauf davor eher strukturlos war.

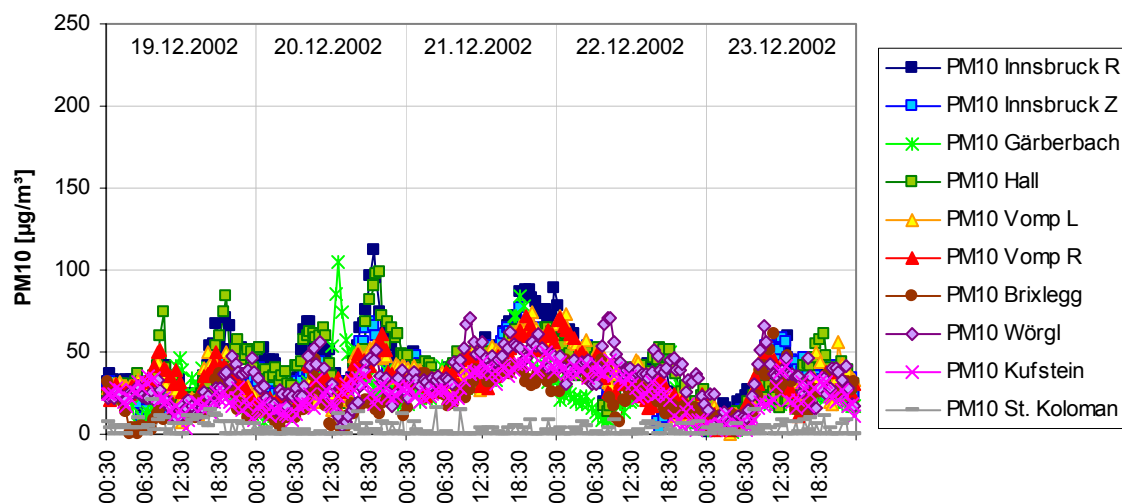


Abbildung 84: PM 10 Konzentration, 19.12. bis 23.12.2002

31.12.2002

Meteorologie

Großwetterlage: Am 30. und 31.12. herrschte eine Wetterlage mit Tiefdruckzentren über der Ostsee, England und dem südöstlichen Mittelmeer, wobei eine komplexe Frontalzone zonal über Mitteleuropa lag und sich am 31.12. südwärts verlagerte. Die Ostalpen lagen im Bereich maritimer Luftmassen subpolaren Ursprungs.

Im Alpenvorland wehte starker Westwind. Im Inntal setzte am 29.12. abends relativ starker Westwind ein (Innsbruck bis 3 m/s, Jenbach bis 6 m/s), der am 30.12. morgens wieder auf

1 m/s abflaute. In der Nacht 30./31.12. wechselte der sehr schwache Wind in Innsbruck mehrmals zwischen West und Ost.

An beiden Tagen fiel in Innsbruck leichter Regen (3 mm). Beide Tage waren in Innsbruck bedeckt. Die Frühtemperatur betrug am 31.12. 5°C, die Höchsttemperatur 2 °C.

Die Temperaturschichtung zwischen Innsbruck Flughafen und Sadrach war durchwegs leicht stabil, zwischen Sadrach und Rosshütte deutlich stabil, wobei in allen Höhen am 31.12. über Mittag zeitweise neutrale Schichtung auftrat.

Die Ozonkonzentrationen zeigen, dass zwischen 30.12. morgens und 31.12. mittags praktisch keine Durchmischung der Talatmosphäre stattfand. Am 31.12. stieg mittags in Sadrach, nachmittags in Kufstein die Ozonkonzentration etwas an, nicht aber in Innsbruck Reichenau.

Immission

Die PM10-Konzentration stieg an allen Messstellen am Vormittag des 30.12. infolge der ungünstigen Ausbreitungsbedingungen an und erreichte bereits nachmittags relativ einheitlich ein Niveau von 40 bis 50 µg/m³.

Besonders hohe PM10-Konzentrationen traten in der Nacht 30./31.12. in Innsbruck auf (bis 70 µg/m³), parallel zu auch erhöhter NO-, NO₂- und CO-Belastung. Während in Innsbruck Zentrum die PM10-Belastung am 31.12. tagsüber unter 40 µg/m³ zurückging, stieg sie in Reichenau abends wieder deutlich an. Die NO-, NO₂- und CO-Konzentration war relativ niedrig. Möglicherweise war die erhöhte PM10-Konzentration in Reichenau in der ersten Nachthälfte 31.12./1.1. bereits auf Silvesterfeuerwerke zurückzuführen.

Anhang 4: Übersicht über die PM10-Daten in Österreich 2002

Meldung gemäß IG-L, Messmethode (g: gravimetrisch, β : β -Absorption, T: TEOM), Verfügbarkeit der gültigen TMW in %, maximaler Tagesmittelwert des Jahres, Anzahl der TMW über 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Kalenderjahr, Jahresmittelwert

Gebiet	Messstelle	IG-L	Methode	Standortfaktor	Verfügbarkeit (%)	max TMW ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	TMW > 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Jahresmittelwert
Burgenland	Eisenstadt	x	β	1,30	94	84,4	39	29,4
Burgenland	Illmitz	x	g		98	104,2	45	29,1
Burgenland	Kittsee	x	β	1,30	97	86,9	53	30,8
Burgenland	Oberwart	x	β	1,30	97	84,5	25	25,2
Kärnten	Arnoldstein Kugi	x	g		90	112,9	5	18,7
Kärnten	Klagenfurt Völkermarkterstr.	x	g		98	127,4	58	36,8
Kärnten	Villach	x	g		98	148,6	24	28,6
Kärnten	Vorhegg	x	g		93	48,0	0	11,2
Kärnten	Wolfsberg		g		66	80,4	18	
Niederösterreich	Amstetten	x	T	1,30	83	135,2	42	33,0
Niederösterreich	Biedermannsdorf		T	1,30	74	83,2	24	
Niederösterreich	Brunn a.G.		T	1,30	75	79,3	20	26,4
Niederösterreich	Forsthof	x	T	1,30	98	152,1	20	22,7
Niederösterreich	Großenzersdorf		T	1,30	79	85,8	34	32,0
Niederösterreich	Hainburg	x	T	1,30	98	83,2	63	32,8
Niederösterreich	Heidenreichstein	x	T	1,30	100	68,9	23	26,0
Niederösterreich	Himberg	x	T	1,30	91	89,7	52	33,1
Niederösterreich	Klosterneuburg	x	T	1,30	98	89,7	61	32,7
Niederösterreich	Mannswörth		T	1,30	70	126,1	51	
Niederösterreich	Mistelbach	x	T	1,30	88	101,4	44	32,1
Niederösterreich	Mödling	x	T	1,30	100	93,6	48	29,8
Niederösterreich	Schwechat	x	T	1,30	100	83,2	69	34,8
Niederösterreich	St. Pölten	x	T	1,30	17	223,6	9	
Niederösterreich	Stixneusiedl	x	T	1,30	100	89,7	60	32,8
Niederösterreich	Stockerau	x	T	1,30	77	81,9	32	32,1

Gebiet	Messstelle	IG-L	Methode	Standortfaktor	Verfügbarkeit (%)	max TMW ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	TMW > 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Jahresmittelwert
Niederösterreich	Vösendorf	x	T	1,30	100	88,4	69	34,5
Niederösterreich	Wiener Neustadt	x	T	1,30	66	76,7	13	
Oberösterreich	Bad Ischl	x	ß	1,19	96	91,0	13	19,4
Oberösterreich	Braunau	x	T	1,16	81	64,0	6	21,7
Oberösterreich	Grünbach	x	T	1,19	98	192,0	4	18,2
Oberösterreich	Lenzing	x	T	1,19	97	74,0	14	20,5
Oberösterreich	St. Peter		g, T	1,19	49	77,1	11	
Oberösterreich	Steyr	x	T	1,18	99	78,0	23	23,8
Oberösterreich	Vöcklabruck	x	T	1,19	99	75,0	12	21,9
Oberösterreich	Wels	x	T	1,16	99	83,1	12	28,9
BG Linz	Linz 24er Turm	x	T	1,16	95	116,0	52	31,8
BG Linz	Linz Freinberg	x	ß	1,18	98	104,0	27	25,3
BG Linz	Linz Neue Welt	x	g, T	1,16	97	107,1	56	33,6
BG Linz	Linz ORF-Zentrum	x	g, T	1,09	99	143,1	64	35,0
BG Linz	Linz Römerberg	x	T	1,16	93	135,0	65	36,4
BG Linz	Steyregg	x	g, T	1,18	98	123,4	42	29,3
BG Linz	Traun	x	T	1,18	99	88,0	33	26,8
Salzburg	Hallein Hagerkreuzung	x	g, ß	1,00	100	108,7	28	28,1
Salzburg	Salzburg Lehen	x	ß	1,00	86	95,0	18	21,8
Salzburg	Salzburg Mirabellplatz		ß	1,00	98	85,1	11	19,5
Salzburg	Salzburg Rudolfsplatz	x	g, ß	1,00	98	92,8	34	32,1
Salzburg	St. Koloman	x	g		100	78,8	4	12,1
Salzburg	Tamsweg	x	ß	1,00	95	94,6	13	21,4
Salzburg	Zederhaus	x	g, ß	1,00	96	138,8	3	17,8
Steiermark	Bruck a.d.M.	x	T	1,30	97	202,8	52	32,2
Steiermark	Gratwein	x	T	1,30	94	99,7	36	30,9
Steiermark	Hartberg	x	T	1,30	88	119,2	59	36,6
Steiermark	Köflach	x	T	1,30	95	153,6	85	40,2
Steiermark	Leoben Donawitz		T	1,30	43	184,9	7	
Steiermark	Liezen	x	T	1,30	95	301,3	32	29,3
Steiermark	Masenberg	x	T	1,30	99	59,7	3	16,6

Gebiet	Messstelle	IG-L	Methode	Standortfaktor	Verfügbarkeit (%)	max TMW ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	TMW > 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Jahresmittelwert
Steiermark	Niklasdorf		β	1,30	22	207,9	10	
Steiermark	Peggau	x	β	1,30	87	118,1	38	34,1
BG Graz	Graz Don Bosco	x	β	1,30	95	228,8	131	50,9
BG Graz	Graz Mitte	x	T	1,30	95	154,3	99	43,9
BG Graz	Graz Nord		T	1,30	38	91,7	27	
BG Graz	Graz Ost	x	T	1,30	97	117,4	72	36,7
Tirol	Brixlegg	x	β	1,30	99	131,6	41	29,4
Tirol	Gärberbach	x	β	1,30	100	55,8	7	22,9
Tirol	Hall i.T.	x	β	1,30	100	100,9	45	28,9
Tirol	Imst	x	β	1,30	95	92,6	23	25,4
Tirol	Innsbruck Reichenau	x	β	1,30	99	173,0	50	30,7
Tirol	Innsbruck Zentrum	x	β	1,30	99	134,1	40	28,8
Tirol	Kufstein	x	β	1,30	99	88,0	21	23,5
Tirol	Lienz	x	β	1,30	99	141,3	37	29,3
Tirol	Vomp a.d.L.	x	β	1,30	98	96,5	37	28,9
Tirol	Vomp A12	x	β	1,30	99	90,2	29	27,1
Tirol	Wörgl	x	β	1,30	99	100,2	42	28,2
Vorarlberg	Dornbirn	x	β	1,30	88	50,3	0	13,8
Vorarlberg	Feldkirch	x	g		74	241,0	63	38,0
Wien	Erdberg		g		37	107,6	55	
Wien	Liesing	x	g		100	92,0	57	31,2
Wien	Schafbergbad		g		99	76,0	28	23,1

Anhang 5: Monatsmittelwerte der PM10-Konzentration 2002Angaben in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

	Brixlegg	Gärber- bach	Hall	Imst	Inns- bruck Reiche- nau	Inns- bruck Zentrum	Kufstein	Vomp a.d.L.	Vomp Raststätte	Wörgl
Jan	53,2	34,8	64,6	60,3	97,4	82,3	43,4	58,9	53,8	54,6
Feb	33,4	26,0	40,0	36,8	40,2	42,7	28,6	37,7	34,0	33,3
März	34,4	21,7	31,6	29,2	25,1	26,6	30,3	31,2	26,2	29,6
April	33,4	24,5	25,4	25,7	23,2	25,8	24,7	30,7	26,8	27,3
Mai	21,1	16,8	17,0	18,7	14,0	14,6	15,9	21,0	18,3	17,1
Juni	26,9	23,7	22,7	21,9	21,2	24,1	22,3	26,1	24,7	24,5
Juli	22,0	19,7	18,2	16,0	16,4	18,3	15,3	21,2	18,9	17,6
Aug	18,8	19,0	16,8	15,6	16,4	16,4	15,1	17,3	18,8	16,9
Sept	21,8	20,9	19,5	16,2	18,9	19,1	16,3	20,0	21,6	19,1
Okt	23,3	20,7	26,0	25,9	25,4	22,5	19,4	24,4	24,4	26,2
Nov	25,8	21,3	27,7	25,5	26,4	23,4	19,6	26,6	26,0	31,2
Dez	39,1	27,2	38,9	31,6	40,9	34,3	32,4	35,7	35,3	40,7

Anhang 6: Bestimmung von Standortfunktionen für die PM10-Messung

Das folgende Kapitel wurde aus dem Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2002 übernommen [SPANGL & NAGL, 2003a].

Die Messkonzept-VO zum IG-L legt als Referenzmethode für die PM10-Messung die Gravimetrie fest. In der Messpraxis werden in Österreich meist kontinuierlich registrierende Geräte (β -Absorption oder TEOM) eingesetzt, deren Messergebnisse mittels einer Standortfunktion in gravimetrie-äquivalente Daten umzurechnen sind. Derartige Standortfunktionen sind erforderlich, da die PM10-Messung mittels kontinuierlich registrierender Geräte aus messtechnischen Gründen andere – in der Regel niedrigere – Konzentrationen liefert als die gravimetrische Messung. Die Standortfunktion zur Umrechnung kontinuierlicher Messwerte (x) in gravimetrie-äquivalente Daten (y) hat die allgemeine Form $y = k \cdot x + d$, wobei k und d aus Parallelmessungen zu bestimmen sind. Für jene Fälle, in denen (noch) keine Standortfunktion zur Verfügung steht, kann gemäß Messkonzept-VO bis Ende 2002 ein Default-Faktor $k = 1,3$ angewandt werden.

Die technischen Rahmenbedingungen zur Ableitung dieser Standortfunktion werden im „Guidance Report“ der Europäischen Kommission³⁷ unverbindlich festgelegt:

- Parallelmessungen müssen sowohl im Winterhalbjahr wie im Sommerhalbjahr durchgeführt werden;
- es müssen jeweils mindestens 30 Wertepaare vorliegen;
- das Bestimmtheitsmaß der Regressionsgeraden muss mindestens 0,8 betragen;
- der y-Abschnitt der Regressionsgeraden muss unter $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegen.

Anstelle von zwei jahreszeitlich unterschiedlichen Standortfunktionen kann eine Funktion für das ganze Jahr verwendet werden, wenn der Unterschied der mit der Winter- und Sommerfunktion umgerechneten Werte im Bereich des Grenzwertes (d.h. $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) unter 10% liegt.

Andernfalls wird der Übergang zwischen Winter- und Sommerfunktion in Form gleitender Mittelwerte vorgeschlagen.

Der Guidance Report schlägt drei Standortfunktionen vor:

- ◆ A: Steigung k und Achsenabschnitt d der Regressionsgeraden: $y = k \cdot x + d$
- ◆ B: Steigung k der Regressionsgeraden, die durch den Koordinatenursprung führt: $y = k \cdot x$
- ◆ C: Mittleres Verhältnis k der einzelnen TMW: $y = k \cdot x$

Derartige Parallelmessungen sind für die Messnetze in Oberösterreich und Salzburg abgeschlossen, wobei in diesen Ländern an mehreren Messstellen über ein Jahr oder länger mit beiden Messverfahren Daten erhoben wurden, sodass die Standortfunktionen gut abgesichert sind. Diese Standortfunktionen wurden für die Daten von 2002 angewandt.

Parallelmessungen wurden in Niederösterreich und Tirol durchgeführt, teilweise aber noch nicht abgeschlossen. In diesen Bundesländern wurde daher für das Jahr 2002 der Default-Faktor 1,30 verwendet.

Auch in den restlichen Messnetzen (Burgenland, Steiermark, Vorarlberg) wurde 2002 der Faktor 1,30 verwendet.

³⁷ A Report on Guidance to Member States on PM10 monitoring and intercomparisons with the reference method, EC Working Group on Particulate Matter, 2001

In Wien und Kärnten wurden im Jahr 2002 keine Parallelmessungen durchgeführt, die PM10- Messung erfolgte ausschließlich mittels Gravimetrie.

In Tabelle 67 werden die in den Bundesländern Oberösterreich und Salzburg abgeleiteten Standortfaktoren mit Angabe der für die Vergleichsmessungen verwendeten Messgeräte und des Zeitraums der Messung angeführt.

Tabelle 67: Standortfaktoren für PM10 entsprechend den Angaben der Messnetzbetreiber

Messstelle	Gravimetrie	kontinuierliche Messung	Zeitraum	Standortfaktor	Art der Funktion
Oberösterreich					
Steyregg (auch verwendet für Linz Freinberg, Steyr, Traun)	Digitel DHA80	TEOM	Jahr 2002	1,18	C
Linz Neue Welt (auch verwendet für Linz 24er Turm, Linz Römerberg)	Digitel DHA80	TEOM	Jahr 2002	1,16	C
Linz ORF-Zentrum	Digitel DHA80	TEOM	Jahr 2002	1,09	B
Wels (auch verwendet für Braunau)	Digitel DHA80	TEOM	Jahr 2002	1,16	mittleres Verhältnis der TMW; TEOM: 40 – 60 µg/m ³
St. Peter (auch verwendet für Bad Ischl, Grünbach, Lenzing, Vöcklabruck)	Digitel DHA80	TEOM	Jän. – Juli 2002	1,19	C
Salzburg					
Salzburg Lehen (auch verwendet für Mirabellpl.)	Digitel DHA80	FH62I-N	8.11.-11.12.2002	1,00	B
Hallein Hagerkreuzung	Digitel DHA80	FH62I-N	Jahr 2002	1,04	B
Salzburg Rudolfsplatz	Digitel DHA80	FH62I-N	Jahr 2002	1,07	B
Zederhaus	Digitel DHA80	FH62I-N	Jahr 2002	1,00	B

Darüber hinaus liegen Parallelmessungen an den vom Umweltbundesamt betriebenen Messstellen Illmitz, St. Koloman und Vorhegg für 2002 sowie von Wien Erdberg von Mai 2001 bis Mai 2002 vor. In Tabelle 68 sind jene Standortfaktoren angeführt, die sich aus diesen Messungen³⁸ ergeben. Das Umweltbundesamt verwendet jedoch ausschließlich die gravimetrischen Daten für die Bewertung der Luftgüte.

Aufgrund der Tatsache, dass der als Tagesmittelwert formulierte Grenzwert für PM10 deutlich häufiger überschritten wird als der Jahresmittelwert (siehe Abbildung 28), sollte die „Wiedergabe“ der Anzahl der TMW über 50 µg/m³ die oberste Priorität bei der Auswahl der Standortfunktion sein. Dabei wird jeweils jene Standortfunktion (Variante A, B oder C)

³⁸ Die parallele PM10-Messung mittels Gravimetrie und β-Absorption in Illmitz, St. Koloman, Vorhegg und Wien Erdberg dient u. a. dem Zweck des Vergleichs der beiden Messmethoden.

angegeben, die für die Reproduktion der Anzahl der TMW > 50 µg/m³ am besten geeignet ist.

Da für die Messstellen St. Koloman, Vorhegg und Wien Erdberg die Kriterien für die Anwendung einer Standortfunktion über das ganze Jahr erfüllt sind, wird die Jahres-Funktion verwendet. Hingegen wird für Illmitz die Anzahl der TMW > 50 µg/m³ mit entsprechenden Halbjahres-Funktionen für Winter und Sommer am besten abgebildet.

Tabelle 68: Standortfunktionen für PM10 der Umweltbundesamt-Messstellen

Messstelle	Gravimetrie	kontinuierliche Messung	Zeitraum	Variante/ Standortfunktion
Illmitz	Digitel DHA80	FH62I-N	Jahr 2002	B : $y = 1,43 \cdot x$ Winter $y = 1,27 \cdot x$ Sommer
St. Koloman	Digitel DHA80	FH62-IN	Jahr 2002	A : $y = 1,13 \cdot x + 1,15$
Vorhegg	Digitel DHA80	FH62-IN	Jahr 2002	B : $y = 1,30 \cdot x$
Wien Erdberg	Digitel DHA80	FH62-IN	20.5.2001- 20.5.2002	A : $y = 1,35 \cdot x + 2,5$

Anhang 7: Probenvorbereitung und Analysemethoden

Probenvorbereitung

Aus den besaugten Filtern (140 mm Durchmesser) wurden jeweils mehrere Teile mit dem Durchmesser von 40 mm ausgestanzt.

Diese Aliquote kamen bei den jeweiligen Analysen zum Einsatz.

Bestimmung von Blei

Probenvorbereitung

Mikrowellenunterstützter Druckaufschluss von je einem Aliquot des PM10 Filters (HNO₃/H₂O₂)

Analyse mittels GFAAS

Blei gemäß DIN 38406 Tl. 6 (mod.)

Bestimmung des Gehaltes von Natrium, Kalium, Kalzium, Magnesium und Ammonium

Elution eines Aliquotes des PM10-Filters (40 mm) mit Reinstwasser, danach ionenchromatographische Bestimmung nach ISO 14911

Bestimmung des Gehaltes von Chlorid, Nitrat, Sulfat

Elution eines Aliquotes des PM10-Filters (40 mm) mit Reinstwasser, danach ionenchromatographische Bestimmung nach ÖNORM EN ISO 10 304-1

Bestimmung der Kohlenstoffgehalte

Durchführung der Messungen nach VDI 2465 Bl. 1

Der organische Kohlenstoff (OC) wird aus der Differenz von Gesamtkohlenstoff (TC) und elementarem Kohlenstoff (EC) berechnet.

Anhang 8: PM10-Emissionen der Gemeinden im Untersuchungsgebiet

PM10 Emissionen des Verkehrs und des Hausbrands an einem Wintertag in g/Tag.

Von den anderen Quellen (Bauwirtschaft, Land- und Forstwirtschaft, mobile Quellen Industrie) liegen keine Daten vor, die eine räumliche Disaggregation mit hinreichender Genauigkeit ermöglichen, bzw. kann eine genaue Verortung aus Datenschutzgründen nicht erfolgen (Mineralrohstoffabbau, Punktquellen Industrie).

Gemeinde	Abgas PKW	Abgas LKW	Abrieb	Wiederaufwirbelung	Summe Verkehr	Hausbrand
Absam	1.843	624	1.673	2.642	6.782	21.000 ³⁹
Aldrans	744	266	643	1.162	2.815	6.578
Ampass	16.662	14.321	11.344	25.135	67.462	5.664
Angath	5.433	5.758	4.139	13.699	29.029	2.896
Angerberg	904	396	925	1.895	4.120	10.478
Axams	602	74	174	356	1.206	13.652
Bad Häring	651	249	626	1.131	2.656	8.259
Baumkirchen	373	149	361	696	1.579	4.942
Birgitz	112	5	14	19	150	4.963
Breitenbach am Inn	1.256	491	1.266	2.376	5.389	17.170
Brixlegg	916	513	1.018	1.538	3.986	13.866
Bruck am Ziller	325	128	302	613	1.369	6.425
Buch bei Jenbach	3.039	2.235	3.154	5.818	14.246	5.698
Flauring	366	138	337	634	1.475	6.424
Fritzens	552	207	524	937	2.220	8.995
Fügen	1.924	1.801	2.925	6.679	13.329	13.677
Gallzein	243	99	217	497	1.056	3.589
Gnadenwald	53	0.2	1	1	54	5.174
Götzens	354	15	34	42	445	5.339
Grinzens	387	235	254	1.043	1.919	7.433
Hall in Tirol	5.482	2.669	6.482	6.528	21.161	41.074
Hatting	88	0	0	0	88	0
Innsbruck	61.727	39.646	56.870	75.767	234.010	221.479
Inzing	2.562	1.098	1.813	2.455	7.928	12.275
Jenbach	7.951	6.166	5.956	13.861	33.934	25.562
Kematen in Tirol	9.638	4.973	6.058	7.566	28.234	7.202
Kirchbichl	7.654	6.574	7.732	14.852	36.811	27.016
Kolsass	4.283	3.801	3.333	8.429	19.845	6.516
Kolsassberg	254	96	209	478	1.037	9.596
Kramsach	8.274	7.313	6.377	17.182	39.147	14.938
Kufstein	12.800	10.127	11.418	22.463	56.808	42.769
Kundl	12.222	12.158	10.000	28.432	62.811	13.678
Langkampfen	15.259	16.460	12.139	39.816	83.673	21.068
Lans	80	1	3	4	88	4.452
Mariastein	250	115	259	566	1.191	1.422
Mils	1.431	586	1.567	1.975	5.558	8.951
Münster	7.015	6.992	5.475	16.111	35.593	12.113
Mutters	588	365	618	1.359	2.929	10.019
Natters	2.850	2.658	1.977	4.433	11.918	7.148

³⁹ Aus der Gemeinde Absam liegen keine Hausbranddaten vor, diese wurden über die Bevölkerungszahl abgeschätzt

Gemeinde	Abgas PKW	Abgas LKW	Abrieb	Wiederaufwirbelung	Summe Verkehr	Hausbrand
Oberhofen im Inntal	506	177	472	804	1.958	6.632
Oberperfuss	653	258	472	1.120	2.505	15.507
Patsch	1.093	1.185	577	1.184	4.039	5.828
Petttau	6.573	3.052	3.874	2.842	16.340	6.222
Pfaffenhofen	462	241	519	968	2.191	4.672
Pill	796	416	871	1.494	3.577	13.713
Polling in Tirol	266	103	239	494	1.101	3.858
Radfeld	8.082	8.373	6.887	20.579	43.920	7.184
Ranggen	728	314	539	871	2.452	5.645
Rattenberg	51	15	28	60	155	1.822
Reith im Alpbachtal	1.376	716	1.487	2.640	6.219	14.868
Rinn	124	0.1	0.3	0.4	125	6.638
Rum	2.297	871	2.483	3.063	8.714	19.119
Schlitters	1.039	1.024	1.505	3.192	6.760	4.757
Schönberg im Stubaital	886	915	627	926	3.353	7.177
Schwaz	4.476	2.525	4.769	6.858	18.629	44.153
Schwoich	1.501	828	1.765	2.848	6.943	15.458
Stans	7.771	7.031	5.600	13.822	34.224	7.339
Strass im Zillertal	1.377	1.030	1.977	3.465	7.849	3.135
Telfes im Stubai	120	1	3	4	129	7.281
Telfs	15.037	9.114	10.582	15.218	49.951	38.846
Terfens	2.620	2.045	2.055	5.094	11.814	13.663
Thaur	1.412	591	1.635	2.043	5.681	12.040
Tulfes	4.325	3.766	3.044	8.249	19.383	11.010
Unterperfuss	3.449	1.996	2.292	3.616	11.352	749
Volders	7.358	6.026	5.736	13.590	32.711	24.819
Völs	10.995	5.025	6.886	7.003	29.909	10.055
Vomp	13.152	11.804	9.282	22.873	57.110	20.358
Wattenberg	216	76	163	385	841	6.586
Wattens	7.743	6.291	5.930	13.728	33.692	21.914
Weer	5.710	5.042	4.525	11.151	26.427	7.096
Weerberg	288	49	106	243	686	26.738
Wiesing	7.339	7.035	5.611	14.347	34.333	8.134
Wörgl	13.994	12.223	12.623	24.541	63.382	36.316
Zirl	8.281	4.620	5.781	7.194	25.876	21.614
Summe	339.246	254.279	279.162	545.697	1.418.383	1.120.447

Jährliche PM10 Emissionen des Verkehrs und des Hausbrands im Untersuchungsgebiet in kg

Gemeinde	Abgas PKW	Abgas LKW	Abrieb	Wiederaufwirbelung	Summe Verkehr	Hausbrand
Absam	673	175	531	800	2.179	3.300 ⁴⁰
Aldrans	272	75	204	351	901	1.044
Ampass	6.082	4.021	3.600	7.714	21.417	899
Angath	1.983	1.617	1.314	4.304	9.217	460
Angerberg	330	111	294	580	1.315	1.663
Axams	220	21	55	109	405	2.166
Bad Häring	237	70	199	346	852	1.311
Baumkirchen	136	42	115	213	506	784
Birgitz	41	1	4	6	53	788
Breitenbach am Inn	459	138	402	725	1.724	2.725
Brixlegg	334	144	323	475	1.276	2.200
Bruck am Ziller	119	36	96	188	438	1.020
Buch bei Jenbach	1.109	628	1.001	1.794	4.532	904
Flauring	134	39	107	193	473	1.019
Fritzens	201	58	166	287	713	1.428
Fügen	702	506	928	2.108	4.245	2.171
Gallzein	89	28	69	152	337	570
Gnadenwald	19	0	0	0	20	821
Götzens	129	4	11	12	156	847
Grinzens	141	66	81	326	614	1.180
Hall in Tirol	2.001	749	2.057	1.956	6.764	6.518
Hatting	32	0	0	0	32	0
Innsbruck	22.530	11.131	18.050	22.874	74.585	35.148
Inzing	935	308	576	711	2.529	1.948
Jenbach	2.902	1.731	1.890	4.274	10.798	4.057
Kematen in Tirol	3.518	1.396	1.923	2.135	8.972	1.143
Kirchbichl	2.794	1.846	2.454	4.611	11.704	4.287
Kolsass	1.563	1.067	1.058	2.616	6.304	1.034
Kolsassberg	93	27	66	146	332	1.523
Kramsach	3.020	2.053	2.024	5.346	12.443	2.371
Kufstein	4.672	2.843	3.624	6.954	18.094	6.787
Kundl	4.461	3.413	3.174	8.903	19.951	2.171
Langkampfen	5.569	4.621	3.853	12.528	26.572	3.343
Lans	29	0	1	1	32	707
Mariastein	91	32	82	173	379	226
Mils	522	164	497	596	1.780	1.421
Münster	2.561	1.963	1.738	5.047	11.308	1.922
Mutters	214	102	196	425	938	1.590
Natters	1.040	746	627	1.376	3.790	1.134
Oberhofen im Inntal	185	50	150	244	628	1.052
Oberperfuss	238	73	150	345	806	2.461
Patsch	399	333	183	371	1.286	925
Petttau	2.399	857	1.229	705	5.190	987
Pfaffenhofen	169	68	165	299	700	741

⁴⁰ Aus der Gemeinde Absam liegen keine Hausbranddaten vor, diese wurden über die Bevölkerungszahl abgeschätzt.

Gemeinde	Abgas PKW	Abgas LKW	Abrieb	Wiederaufwirbelung	Summe Verkehr	Hausbrand
Pill	291	117	276	456	1.140	2.176
Polling in Tirol	97	29	76	151	353	612
Radfeld	2.950	2.351	2.186	6.462	13.948	1.140
Ranggen	266	88	171	257	782	896
Rattenberg	19	4	9	19	51	289
Reith im Alpbachtal	502	201	472	810	1.985	2.360
Rinn	45	0	0	0	45	1.053
Rum	838	245	788	929	2.800	3.034
Schlitters	379	288	478	1.006	2.151	755
Schönberg im Stubaital	323	257	199	289	1.068	1.139
Schwaz	1.634	709	1.514	2.106	5.963	7.007
Schwoich	548	233	560	872	2.213	2.453
Stans	2.836	1.974	1.777	4.282	10.870	1.165
Strass im Zillertal	503	289	627	1.075	2.495	497
Telfes im Stubai	44	0	1	1	46	1.155
Telfs	5.488	2.559	3.359	4.501	15.907	6.165
Terfens	956	574	652	1.575	3.758	2.168
Thaur	515	166	519	617	1.817	1.911
Tulfes	1.578	1.057	966	2.555	6.157	1.747
Unterperfuss	1.259	560	727	1.057	3.604	119
Volders	2.686	1.692	1.821	4.201	10.399	3.939
Völs	4.013	1.411	2.186	1.911	9.520	1.596
Vomp	4.800	3.314	2.946	7.084	18.144	3.231
Wattenberg	79	21	52	118	270	1.045
Wattens	2.826	1.766	1.882	4.249	10.724	3.478
Weer	2.084	1.416	1.436	3.458	8.394	1.126
Weerberg	105	14	34	74	227	4.243
Wiesing	2.679	1.975	1.781	4.469	10.904	1.291
Wörgl	5.108	3.432	4.006	7.615	20.162	5.763
Zirl	3.023	1.297	1.835	2.083	8.238	3.430
Summe	123.825	71.394	88.604	167.603	451.425	177.777